

**INFLUENCE DES COUPES FORESTIÈRES
SUR LE RÉGIME D'ÉCOULEMENT DE L'EAU ET SA QUALITÉ**

REVUE DE LITTÉRATURE

André P. Plamondon, ing. for., PhD

**Université Laval
Faculté de foresterie et de géomatique
Centre de recherche en biologie forestière**

pour le
ministère des Forêts du Québec

Sainte-Foy, avril 1993

**INFLUENCE DES COUPES FORESTIÈRES
SUR LE RÉGIME D'ÉCOULEMENT DE L'EAU ET SA QUALITÉ**

REVUE DE LITTÉRATURE

André P. Plamondon, ing. for., PhD

**Université Laval
Faculté de foresterie et de géomatique
Centre de recherche en biologie forestière**

pour le
ministère des Forêts
Direction de l'environnement

Sainte-Foy, avril 1993

© Gouvernement du Québec
Ministère des Forêts, 1993
Dépôt légal, Bibliothèque nationale du Québec, 1993
ISBN-2-550-28562-X

Code de diffusion : FQ93-3137

RÉSUMÉ EXÉCUTIF

Ce document a pour objectif de faire le point sur les connaissances de l'impact des opérations forestières et des pratiques d'aménagement forestier sur le régime d'écoulement et la qualité de l'eau. Il vise à dégager les éléments connus et pertinents pour le Québec, à proposer les recherches à entreprendre et à suggérer le contenu d'un programme de suivi dans le but d'appliquer certaines recommandations du rapport d'enquête et d'audience publique sur la Stratégie de protection des forêts.

En guise d'introduction, le document présente onze faits reconnus comme des certitudes au début du siècle. Les commentaires placés entre les parenthèses découlent des résultats de la recherche scientifique exécutée depuis près d'un siècle.

1. La forêt diminue la température de l'air à l'intérieur et au-dessus du couvert. (Vrai en été, mais en hiver, la température peut être augmentée au-dessus du couvert sous les latitudes nordiques).
2. La forêt augmente la fréquence et l'abondance des précipitations. (Généralement faux).
3. La destruction de la forêt affecte le climat. (Faux pour le climat global par rapport aux fluctuations naturelles, faiblement en milieu tempéré, moyennement pour de vastes étendues en milieu tropical comme l'Amazonie; vrai pour le microclimat).
4. En terrain plat, la transpiration des forêts est suffisante pour drainer les terrains marécageux. (Faux).
5. En milieu montagneux, la forêt conserve l'eau pour l'écoulement. (Généralement faux, le sol retient l'eau et la forêt la consomme; quelquefois vrai, indirectement en favorisant l'infiltration et la stabilité du sol).
6. La forêt retarde la fonte de la neige. (Généralement vrai; quelquefois faux, lorsque la neige interceptée fond rapidement en climat doux).
7. La forêt prévient l'érosion. (Vrai jusqu'à un certain point).

8. La forêt régularise l'écoulement des sources. (Généralement faux, la forêt réduit les débits d'étiage; quelquefois vrai, indirectement en favorisant l'infiltration et la stabilité du sol).
9. L'écoulement annuel des grands cours d'eau dépend du climat. (Vrai).
10. La forêt tend à égaliser l'écoulement au cours de l'année, en augmentant les débits d'étiage et en réduisant les débits de crue. (En partie et quelquefois vrai, car elle réduit certaines crues; en partie et quelquefois faux, car la forêt réduit les débits d'étiage et peut contribuer aux inondations en retardant la fonte).
11. La forêt ne peut pas prévenir les inondations produites par des précipitations exceptionnelles, mais elle peut réduire ses effets destructeurs. (Vrai).

Le chapitre 2 présente un aperçu des relations eau-forêt au Québec. Nous avons consulté à cette fin, les études sur le microclimat et l'hydrologie effectuées à la Forêt Montmorency, ainsi que celles sur la qualité de l'eau et les apports exogènes de nourriture au milieu aquatique conduites ailleurs au Québec.

La coupe de la forêt diminue l'énergie nette disponible, la surface de transpiration et l'interception par le couvert végétal ce qui a pour conséquence de réduire l'évapotranspiration annuelle. Ceci se répercute par des augmentations de l'écoulement annuel et de l'écoulement d'étiage d'été. La première étude à la Forêt Montmorency a consisté à couper par trouée 31% de la superficie d'un bassin. Cette coupe n'a eu aucun effet mesurable sur l'écoulement annuel, l'étiage d'été, les débits de pointe de pluie en été et sur le débit maximum printanier. Toutefois, le débit au printemps tend à augmenter plus tôt et plus fortement au début de la fonte. La fonte à découvert peut se terminer deux semaines plus tôt qu'en forêt. La fin de la fonte se produit environ deux semaines plus tard sur les versants exposés au nord que sur les versants exposés au sud à la Forêt Montmorency. La coupe à blanc peut donc être un élément permettant de synchroniser ou de désynchroniser la fonte sur un bassin.

Au Québec, la conservation d'une lisière boisée le long des petits cours d'eau évite les augmentations de la température de l'eau, la diminution de l'oxygène dissous et les apports de sédiments provenant du parterre de coupe. Cependant, le réseau routier demeure une source potentielle de particules en suspension.

Les coupes modifient peu les concentrations des constituants chimiques dissous qui demeurent à l'intérieur des limites fixées pour l'eau potable. La fertilisation d'un bassin n'a pas eu d'effet sur le pH, la turbidité, la couleur, l'oxygène dissous, le calcium, le magnésium et le fer. La coupe de 31% de la superficie d'un bassin semble, selon les auteurs de l'étude, avoir légèrement modifié la productivité primaire, la dérive de la faune benthique invertébrée et l'abondance relative des insectes. Aucun suivi à long terme n'a été exécutée dans le but d'évaluer les répercussions possibles sur le poisson. L'effet de la coupe sur les apports exogènes de nourriture pour le poisson n'a pas été établie.

La problématique et les conséquences des coupes sur différents paramètres du bilan hydrique et sur la qualité de l'eau discutées aux chapitres 3 à 6 du document sont résumées dans les prochains paragraphes.

Précipitation: À l'échelle locale, la coupe de la forêt pourrait réduire la précipitation de 1 à 5% et quelquefois jusqu'à 10% en milieu tempéré. Toutefois, il peut s'agir d'une redistribution des précipitations au niveau régional. La réduction de la précipitation se répercutant surtout sur l'évapotranspiration, la diminution du débit est en général négligeable. De plus, au Québec, la coupe de la forêt n'élimine pas totalement la végétation sur la plupart des parterres de coupe. Aussi, la superficie boisée est en légère expansion à cause de l'abandon des territoires agricoles marginaux. La faible augmentation de la précipitation avec la présence de la forêt n'étant pas prouvée, il n'est donc pas recommandé de prendre des mesures d'aménagement en fonction de l'élément précipitation. Toutefois, en regard des changements climatiques globaux, il est bon de souligner qu'un changement de précipitation peut avoir un effet sur les écosystèmes, surtout au niveau de leurs limites spatiales.

Interception: L'interception est quantitativement importante dans le bilan hydrologique annuel des bassins versants. L'interception de la pluie à la Forêt Montmorency contribue à 40-50% de l'évapotranspiration annuelle, ce qui correspond à 22-34% de l'écoulement. Toutefois, le facteur à considérer pour évaluer l'importance du phénomène, en terme d'aménagement, c'est la différence d'interception entre divers types de peuplements et la coupe à blanc. Cette différence, estimée à 15-25% de l'écoulement annuel à la Forêt Montmorency, serait encore plus importante dans le sud-ouest du Québec. Cependant, l'effet dure peu d'années après la coupe à blanc et encore moins après la coupe d'éclaircie. Il faudrait des éclaircies aux cinq ans sur 20% de la superficie d'un bassin pour augmenter significativement le débit en été. Ce niveau d'éclaircie étant peu probable, il n'est pas

proposé de planifier une réduction de l'interception par le choix des essences ou par la coupe d'éclaircie pour augmenter le débit estival, puisque l'effet serait temporaire. Toutefois, il y a une exception qui devrait être considérée, c'est le reboisement des terres en friche qui, exercé sur une grande proportion d'un bassin, diminuerait le débit annuel et estival en particulier.

Un deuxième aspect doit être considéré en lien avec l'interception. On attribue souvent à l'interception une certaine importance dans la réduction du débit des grandes crues estivales qui causent des dommages. Ces crues se produisent lors de précipitations dépassant en général les 40 mm en moins d'une journée. La quantité d'eau interceptée en forêt se situant entre 5 et 7 mm à donc un effet mineur sur ces crues. De la même manière, la différence d'interception entre les résineux et les feuillus est trop faible pour justifier la plantation de résineux par rapport à celle des feuillus pour réduire les crues estivales. La différence d'interception est encore plus réduite en automne et au printemps.

En somme, des prescriptions d'aménagement basées seulement sur la manipulation de l'interception dans le but d'améliorer le régime d'écoulement seraient peu efficaces. Cependant, dans le cas où l'eau est un facteur limite, on pourrait tenir compte de l'interception et combiner une variété de traitements dans le temps et l'espace dans le but de maintenir, durant une certaine période, la quantité normalement disponible.

Écoulement annuel (Cause): Les résultats provenant d'une centaine de bassins jumelés à travers le monde démontrent que l'écoulement annuel augmente en proportion de la couverture végétale enlevée. Cette augmentation est due à une réduction de l'interception et de la transpiration suite à l'ablation des arbres. De plus, une partie importante de cette augmentation se produit en période d'étiage estival sous des conditions climatiques similaires aux nôtres. Elle est fonction du climat, de la surface foliaire du peuplement, de la vigueur des arbres et de la nature de la végétation demeurant après la coupe. Certaines études ont aussi démontré que l'écoulement annuel est plus faible lorsque les feuillus sont remplacés par les résineux.

Écoulement annuel (Effet): Au Québec, l'augmentation du débit annuel pourrait être de l'ordre de 50% dans les zones feuillue et mixte. Dans la zone boréale, les augmentations varieraient entre 15% lorsque la précipitation dépasse 1400 mm et 50% lorsque la précipitation si situe en deçà de 900 mm. Ces augmentations se produisent sur la partie coupée à blanc durant la première année après la coupe. Ensuite, l'augmentation de l'écoulement s'atténue avec le rétablissement de la végétation. Il est à noter que la différence

d'augmentation de l'écoulement entre la zone feuillue et la zone boréale est surtout due à une plus grande évapotranspiration due au climat plus chaud de la zone feuillue. Il ne s'agit pas d'une différence entre feuillus et conifères, car sur un même site les conifères utilisent plus d'eau que les feuillus. Les conifères ont une surface foliaire plus grande et les feuilles sont présentes toute l'année. On peut maintenant se demander s'il y a des problèmes liés à l'augmentation de l'écoulement annuel et du débit d'étiage et s'il y a en conséquence des aménagements à préconiser. Les augmentations de l'écoulement annuel et d'étiage n'ont aucun effet négatif, à moins que ces augmentations se concentrent durant certaines périodes et augmentent la fréquence et la magnitude des débits de pointe. Les débits de pointe sont traités plus loin.

Écoulement annuel (Aménagement): L'aménagement forestier en lien avec la ressource eau peut être traité sous trois aspects. Le premier est la proportion maximale du bassin qui peut être coupée à blanc durant une courte période (aire équivalente de coupe à blanc). Le facteur limite étant l'augmentation des écoulements de pointe, cet aspect est traité dans la prochaine section. Le deuxième concerne le reboisement d'une grande proportion d'un bassin abandonné après usages agricoles. Dans ce cas, il faut prévoir une réduction des écoulements en période d'étiage après le reboisement. Les conséquences peuvent être importantes dans les régions où le débit d'étiage est déjà déficient par rapport aux besoins. Enfin, le troisième aspect concerne la possibilité d'augmenter continuellement le débit annuel en distribuant les coupes de façon uniforme dans le temps. La coupe à blanc annuelle de 2% de la superficie d'un bassin sur une période de révolution de 50 ans, produirait une aire équivalente de coupe à blanc d'environ 15% dans la zone feuillue. Ainsi, l'augmentation du débit annuel sur un tel bassin serait d'environ (50% x 15%) 7.5%. Cette augmentation pourrait avoir une certaine importance si elle était concentrée en période d'étiage. Dans la zone résineuse, l'aire équivalente de coupe serait de 42% et l'augmentation du débit annuel serait d'environ (40% x 42%) 17%.

Écoulement de pointe (Causes): Les débits de pointe sont des écoulements maxima générés par des orages localisés et de courtes durées, des précipitations de longues durées, la fonte de la neige ou la pluie sur neige fondante. L'augmentation de l'écoulement de pointe peut se produire de deux façons: (1) par un plus grand volume d'eau qui atteint le cours d'eau durant les crues et, (2) par l'eau qui s'achemine plus rapidement entre son point de chute et le cours d'eau. L'effet des opérations forestières sur les débits de pointe est donc traité séparément

pour la crue printanière et la crue de pluie en fonction de ces deux modes de genèse. Les mesures à prendre au niveau de l'aménagement varient selon le cas.

Écoulement de pointe (Dimension du bassin): La superficie qui limite un petit d'un grand bassin est arbitraire. Les crues les plus élevées sur les petits bassins sont généralement occasionnées par des pluies très intenses affectant de petites superficies (< 25 km²). Ce type de crue affecte les petits bassins, mais n'a pas d'effet sur l'écoulement provenant des grands bassins.

Sur un grand bassin, c'est le volume d'eau qui se rend rapidement dans le cours d'eau qui est le facteur le plus important à considérer pour évaluer le potentiel d'augmentation des débits de pointe et d'inondation en aval. Dans le cas des grands bassins, les crues les plus élevées se produisent suite à des précipitations prolongées affectant de grands territoires. Il est à noter que le débit maximum annuel se produit normalement au printemps sur les grands bassins. La pointe est alors associée à des chutes de pluie sur neige fondante ou se produisant à la fin de la fonte alors que les réserves en eau du bassin sont près de leur maximum.

Écoulement de pointe (Inondations): Avant de discuter des effets des opérations forestières, il est important de souligner que la coupe n'est pas la cause des inondations. Ces dernières originent de conditions météorologiques exceptionnelles. L'effet de la coupe sur les inondations provenant des grands bassins est généralement mineur. Il ne peut être détecté qu'au niveau des petits bassins. La coupe a peu d'effet sur les débits de pointe exceptionnels parce que ces derniers se produisent suite à des précipitations intenses ou de longue durée qui remplissent la capacité de stockage du bassin versant. La capacité de stockage n'est pratiquement pas influencée par la coupe dans les conditions québécoises. Toutefois, les opérations forestières peuvent favoriser l'érosion, les glissements de terrain et l'apport de débris aux cours d'eau. Ces apports augmentent le volume et la masse du mélange et conséquemment les dommages causés par les inondations.

Écoulement de pointe (Effet): Au chapitre précédent nous avons démontré que l'écoulement annuel est augmenté par la coupe à blanc. Cette augmentation n'a rien de négatif en soit, car elle accroît la quantité d'eau disponible annuellement. Cependant, si cette augmentation de l'écoulement se traduit par une accentuation des débits de pointe, l'effet peut être négatif et il faut tenter de le minimiser. La magnitude des crues printanières et la fréquence des crues estivales sont les deux principaux facteurs à considérer. L'augmentation des débits de pointe au-dessus des niveaux normalement rencontrés peut accroître l'érosion du lit et des berges,

parce que le cours d'eau est à la recherche d'un équilibre avec le nouveau régime d'écoulement. L'atteinte de ce nouvel équilibre peut entraîner une quantité plus ou moins grande de particules fines selon le contenu en particules fines du sol. Le dépôt de ces particules fines par sédimentation modifie aussi le lit du cours d'eau et le milieu de vie aquatique. À court terme, certains débris peuvent être entraînés dans le réseau hydrographique. La modification de l'écoulement de crue peut avoir un effet important sur la dimension des ponceaux à installer sur les chemins permanents en forêt. La dimension du ponceau peut devenir insuffisante à cause de l'augmentation du débit ou d'une réduction de sa capacité par la déposition de sédiments ou de débris.

Écoulement de pointe (Aménagement): Les mesures préventives visant à minimiser l'augmentation des crues dues à la pluie doivent considérer la proportion du bassin coupée à blanc, la distribution des assiettes de coupe et la localisation des aires compactées et du réseau routier. Les aires coupées contribuent à augmenter le débit de pointe, parce que la teneur en eau du sol y est plus élevée. Cependant, la présence d'aires imperméables et l'expansion du réseau hydrographique par les fossés des chemins et les sentiers de débardage sont des facteurs plus importants dans la génération de crues plus prononcées. On doit donc disposer le réseau routier et vidanger les fossés de façon à éviter la concentration des écoulements.

Les moyens de mitigation des crues de fontes sont mieux connus quantitativement. En théorie, une coupe à blanc de 50% du bassin par assiettes dispersées permettrait de désynchroniser la fonte et de réduire le débit de pointe. En réalité, le taux de fonte n'est qu'un des trois principaux facteurs à considérer. En second lieu, la recharge des réserves en eau du bassin s'effectue par la fonte de la neige à découvert et en sous-bois quoiqu'il y ait un certain décalage au début. Ainsi, lorsque la fonte est avancée et que la neige est saturée d'eau à découvert et en sous-bois, l'effet d'une chute de pluie est assez similaire dans les deux cas. Enfin, on peut soupçonner que le réseau routier a une certaine importance sur la pointe de crue provenant des petits bassins. À l'échelle des bassins plus grands, il faut viser à désynchroniser les apports des tributaires.

Qualité de l'eau (Caractéristiques): En conditions naturelles, la forêt modifie la qualité de l'eau dès que celle-ci entre en contact avec la cime des arbres. D'autres modifications se produisent dans le sol, puis dans le cours d'eau par les apports en énergie radiative (l'ombrage) et les apports de matériel organique surtout reliés à la chute des feuilles. L'eau provenant des bassins boisés peu perturbés contient, en général, peu de sédiments en

suspension et de constituants chimiques dissous. Le système biotique est en équilibre avec ces constituants et les caractéristiques physiques comme la température de l'eau, l'acidité, la concentration en oxygène dissous et la demande biochimique en oxygène. Cependant, certains milieux naturels possèdent une forte concentration en substances délétères comme le mercure ou sont biologiquement contaminés par la faune terrestre.

Les opérations forestières peuvent modifier la qualité de l'eau directement par l'apport de sédiments, de débris ligneux, de fertilisants ou de pesticides. Elles modifient indirectement la qualité de l'eau en agissant sur le délavage du sol, l'ombrage et les activités biologiques. La pollution de l'eau, par les opérations forestières effectuées selon les normes d'intervention en forêt, ne représente pas un enjeu important, à moins d'utiliser le terme pollution dans un sens étroit de modification des caractéristiques naturelles de l'eau. En effet, la qualité de l'eau provenant des cours d'eau soumis aux opérations forestières contrôlées demeure en terme de qualité physique, chimique et biologique à l'intérieur des limites fixées pour l'eau potable. On devra cependant considérer attentivement la planification et l'exécution du réseau de chemin ainsi que la localisation et la dimension des ponceaux.

Productivité du milieu terrestre: La productivité du milieu terrestre soumis à l'aménagement forestier et la productivité du milieu aquatique représentent des enjeux majeurs pour l'aménagement intégré des forêts dans le cadre d'un développement durable. Les effets à long terme de l'exportation des éléments nutritifs contenus dans les billes ou les branches et les pertes par délavage, reliées à la succession végétale après la coupe, ne sont pas suffisamment connus pour prendre des décisions d'aménagement visant à augmenter la productivité des sites. Toutefois, cet aspect dépasse l'objet du présent document.

Productivité du milieu aquatique: La chaîne trophique (nutrition: de la production primaire aux poissons) peut être présentée en deux voies principales dans le but d'identifier les impacts possibles des opérations forestières sur la vie aquatique:

(Autotrophe): La voie autotrophe est basée sur la production primaire et présente un taux de photosynthèse plus élevé que celui de la respiration. Les producteurs primaires utilisent les constituants chimiques dissous présents dans l'eau. Ces derniers proviennent de l'ensemble du bassin. L'ampleur des coupes sur un bassin aura donc une incidence sur cette voie en modifiant le cheminement des constituants atmosphériques, les activités biologiques et le délavage du sol. La voie autotrophe est prépondérante dans les lacs.

(Hétérotrophe): Cette voie est basée sur l'utilisation, par les micro-organismes et le macrobenthos détritivore, des apports organiques allochtones comme source d'énergie. La respiration est plus grande que la photosynthèse d'où l'importance des apports de matière organique particulaire. La voie hétérotrophe prédomine dans les petits cours d'eau. Dans le bassin de la rivière Matamek, les apports externes de particules représentent 85 % des intrants en carbone organique dans les cours d'eau d'ordres 1 et 2 mais seulement 10 % dans les cours d'eau d'ordres 5 et 6. De plus, la nature des apports influence la chaîne trophique. Les détritus de débris de bois combinent une faible teneur en lignine et une concentration plus élevée en azote, ce qui favorise la décomposition et une faible immobilisation de l'azote par rapport aux débris de résineux.

L'effet de la coupe dépend donc du fonctionnement écologique du milieu aquatique. La coupe sur l'ensemble du bassin à l'extérieur de la zone riveraine favorisera donc un apport en constituants chimiques dissous relié à la modification du cycle des éléments nutritifs sur le bassin. Elle aura peu d'effet sur les apports en matières organiques. La coupe dans la zone riveraine aura un effet direct sur les apports de matières organiques dans le réseau hydrographique. Ainsi, en considérant la multitude de combinaisons opérations forestières-fonctionnement écologique, il n'est pas surprenant de rencontrer des situations où la coupe a des effets négatifs, négligeables ou positifs sur la productivité du milieu aquatique.

La faible production des macroinvertébrés aquatiques et riverains dans les cours d'eau peu fertiles du Bouclier canadien pourrait possiblement être augmentée par l'aménagement forestier. Les principaux facteurs à considérer, dans les cours d'eau où la production primaire est limitée par les nutriments, sont les apports de matière organique allochtone et d'insectes terrestres. Sur la Côte-Ouest, l'ouverture du couvert riverain, en augmentant le rayonnement solaire, a augmenté la production primaire. Cette augmentation permettrait une plus grande abondance de macroinvertébrés et de poissons. Cependant, aucune augmentation ne serait obtenue lorsque la production primaire est limitée par le phosphore comme c'est fréquemment le cas dans les cours d'eau provenant des zones précambriennes. De plus, le phosphore est peu susceptible d'être lessivé à partir du bassin versant.

Le chapitre 7 présente une brève description des sept types de suivi proposés par certains auteurs: suivi des tendances, de base, d'exécution, d'efficacité, de projet, de validation et d'atteinte des critères. Les méthodes de recherche sur bassins versants sont discutées en lien avec des suivis d'efficacité et de projet que l'on devra mettre en place.

Enfin, le chapitre 8 présente une série de recommandations dont les principaux éléments sont: le captage du brouillard par la forêt, la réduction du débit d'étiage après le reboisement, le réseau des voies d'extraction du bois comme facteur d'augmentation des crues, la distribution des coupes pour désynchroniser la fonte et réduire l'effet sur les débits de crue, la dimension des ponceaux, la qualité de l'eau et la productivité du milieu aquatique.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES.....	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES FIGURES.....	xviii
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Objectif.....	1
1.2 Bref historique des relations eau-forêt.....	2
1.3 Organisation du texte.....	4
2. AMÉNAGEMENT ET RÉSUMÉ DES CONNAISSANCES QUÉBÉCOISES.....	5
2.1 Aménagement.....	6
2.2 Effets de la coupe sur le microclimat.....	6
2.2.1 Énergie.....	6
2.2.2 Évapotranspiration.....	7
2.2.3 Interception.....	7
2.2.4 Accumulation de la neige et fonte.....	8
2.2.5 Gel du sol.....	8
2.3 Effets de la coupe sur le débit.....	9
2.3.1 Écoulement annuel et d'étiage.....	9
2.3.2 Débit de crue.....	10
2.4 Effets de la coupe sur la qualité de l'eau.....	10
2.4.1 Caractéristiques physiques.....	10
2.4.2 Constituants chimiques dissous.....	12
2.5 Effet de la fertilisation sur la qualité de l'eau.....	13
2.6 Effets de la coupe sur la biologie des petits cours d'eau.....	13
2.6.1 Écologie.....	13
2.6.2 Apports exogènes.....	14
2.6.3 Production primaire autotrophe.....	14
2.6.4 Macroinvertébrés benthiques (Benthos).....	14
3. PRÉCIPITATION ET INTERCEPTION.....	17
3.1 Problématique et conséquences.....	17
3.1.1 Précipitation.....	17
3.1.2 Interception.....	17

TABLE DES MATIÈRES (suite)

3.2	Effets de la forêt sur la précipitation	18
3.2.1	Échelle de la planète	18
3.2.2	Échelle locale	19
3.3	Précipitations occultes (interception horizontale).....	22
3.3.1	Phénomène	22
3.3.2	Exemples en milieux tempérés et maritimes	23
3.3.3	Iles de la Madeleine.....	24
3.4	Interception	25
4.	ÉCOULEMENT ANNUEL ET D'ÉTIAGE	29
4.1	Problématique et conséquences	29
4.2	Effet de la coupe sur le débit annuel	31
4.2.1	Général pour le monde	31
4.2.2	Zone feuillue comparable pour le Québec.....	34
4.2.3	Zone boréale comparable pour le Québec	37
4.2.4	Prédiction pour le Québec.....	37
4.3	Durée de l'effet.....	43
4.3.1	Zone feuillue.....	43
4.3.2	Zone boréale.....	43
4.4	Effet de la coupe sur le débit d'étiage.....	45
4.5	Effets du reboisement	48
4.6	Effets reliés aux modes d'opérations forestières	49
4.6.1	Réseau routier	49
4.6.2	Perturbations du sol	49
4.6.3	Protection de la régénération.....	49
4.6.4	Lisières boisées	50
5.	ÉCOULEMENT DE POINTE.....	51
5.1	Problématique et conséquences	51
5.2	Écoulement de crue de pluie	53
5.2.1	Génération de l'écoulement de crue.....	53
5.2.2	Effet de la coupe sur les crues de pluie.....	55
5.2.3	Prédiction pour le Québec (pluie)	58
5.3	Écoulement de pointe en période de fonte avec ou sans pluie	64
5.3.1	Accumulation de la neige.....	64
5.3.2	Fonte de la neige	65
5.3.3	Gel du sol et écoulement.....	67
5.3.4	Débit de crue de fonte	68
5.3.5	Prédiction pour le Québec.....	74

TABLE DES MATIÈRES (suite)

5.4	Durée de l'effet.....	77
5.4.1	Pluie	77
5.4.2	Fonte	77
5.5	Effets reliés aux modes d'opérations forestières	77
5.5.1	Réseau routier	77
5.5.2	Perturbations du sol	79
5.5.3	Coupe avec protection de la régénération	79
5.5.4	Lisières boisées	79
6.	QUALITÉ DE L'EAU	81
6.1	Problématique et conséquences	81
6.1.1	Caractéristiques de l'eau	81
6.1.2	Productivité du milieu terrestre.....	82
6.1.3	Productivité du milieu aquatique	82
6.2	Caractéristiques physiques.....	84
6.2.1	Sédiments en suspension	84
6.2.2	Température de l'eau	93
6.2.3	Oxygène dissous.....	96
6.2.4	Demande biochimique en oxygène.....	105
6.2.5	pH, acidité et alcalinité	105
6.2.6	Conductance spécifique.....	109
6.2.7	Couleur de l'eau.....	110
6.3	Constituants chimiques dissous.....	110
6.3.1	Sources de nutriments.....	111
6.3.2	Processus de transport	115
6.3.3	Effets de l'exploitation forestière.....	117
6.4	Fertilisants et pesticides	120
6.4.1	Fertilisants	121
6.4.2	Herbicides	122
6.4.3	Insecticides	122
7.	CATÉGORIES DE SUIVI ET DE MÉTHODES DE RECHERCHE SUR BASSIN	125
7.1	Objectif du suivi.....	125
7.2	Types de suivi.....	125
7.2.1	Suivi des tendances.....	125
7.2.2	Suivi de base	126
7.2.3	Suivi d'exécution	126
7.2.4	Suivi de l'efficacité	126
7.2.5	Suivi de projet.....	126
7.2.6	Suivi de validation	127
7.2.7	Suivi d'atteinte des critères	127

TABLE DES MATIÈRES (suite)

7.3	Méthodes de recherche sur bassin	127
7.3.1	Bassin expérimental	128
7.3.2	Méthode avec un seul bassin	128
7.3.3	Méthode avec bassin témoin sans phase préalable de calibration.....	129
7.3.4	Méthode avec bassin témoin et avec phase de calage préalable à l'expérimentation (bassins jumelés, pairés, appairés)	131
7.3.5	Bassins imbriqués	131
7.3.6	Dispositif basé sur les biefs successifs.....	132
7.3.7	Durée de la période de calage ou de calibration.....	133
7.4	Programme de suivi-réflexions.....	134
7.4.1	Approche statistique	134
7.4.2	Approche de gestion.....	136
8.	RECOMMANDATIONS	137
8.1	Écoulement annuel et d'étiage	
8.1.1	Problèmes et opportunités	137
8.1.2	Solutions ou recherches.....	137
8.1.3	Suivi ou gestion.....	138
8.2	Débits de pointe	138
8.2.1	Problèmes et opportunités	138
8.2.2	Solutions ou recherches.....	139
8.2.3	Suivi ou gestion.....	139
8.3	Qualité de l'eau et productivité du milieu aquatique.....	139
8.3.1	Problèmes et opportunités	139
8.3.2	Solutions ou recherches.....	140
8.3.3	Suivi ou gestion.....	141
8.4	Productivité du milieu terrestre.....	141
9.	RÉFÉRENCES	143
ANNEXE	1.....	167

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1.	Vitesse du vent et précipitation annuelle dans le Bassin Copper (Hursh, 1948)	21
Tableau 3.2	Valeurs moyennes de l'interception en pourcentage de la précipitation saisonnière ou annuelle	26
Tableau 3.3	Caractéristiques des stations de mesure de l'interception à la Forêt Montmorency. (Plamondon <i>et al.</i> 1984).....	27
Tableau 3.4	Répartition des précipitations brutes saisonnières. (Plamondon <i>et al.</i> 1984).....	27
Tableau 3.5	Exemples de bilans hydrologiques annuels tenant compte de l'interception (P = précipitations)	28
Tableau 4.1	Évapotranspiration potentielle (ETP) et évapotranspiration réelle de quatre espèces arborescentes en Lorraine, France (Aussenac 1972, 1975).	34
Tableau 4.2	Effets de la coupe des feuillus dans les Hautes Appalaches de l'Est des États-Unis.	35
Tableau 4.3	Augmentation de l'écoulement annuel suite à la coupe à blanc totale dans la forêt feuillue de l'Est des États-Unis.	37
Tableau 4.4	Effets de la coupe dans la zone résineuse au Canada et au Minnesota.	39
Tableau 4.5	Estimé de l'augmentation potentielle de l'écoulement annuel en fonction des domaines écologiques (Thibault 1985) au Québec.....	41
Tableau 5.1.	Données fictives illustrant l'augmentation relative du débit de pointe après la coupe en fonction de l'intensité de l'épisode pluvieux.	54
Tableau 5.2.	Augmentation du débit de pointe de pluie après la coupe sur les bassins de Maimai en Nouvelle Zélande.	55
Tableau 5.3	Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie dans les Hautes Appalaches.	59
Tableau 5.4	Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie au Canada, au Minnesota et au Mont Lozère en France.....	60
Tableau 5.5	Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie à différents endroits dans le monde.	61

LISTE DES TABLEAUX (suite)

Tableau 5.6	Équivalent en eau maximum de la neige en sous-bois sur le bassin du lac Laflamme, en fonction de l'altitude et de l'exposition (Plamondon <i>et al.</i> 1984a).....	66
Tableau 5.7	Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de fonte dans les Hautes Appalaches.....	69
Tableau 5.8	Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de fonte au Canada et au Minnesota.....	70
Tableau 5.9	Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de fonte aux États-Unis.....	71
Tableau 5.10.	Effet des aires compactées sur l'écoulement de pointe de pluie en Orégon.	78
Tableau 5.11	Effet de la coupe à blanc de bassins de différentes superficie sur le débit de pointe et la dimension du ponceau.....	80
Tableau 6.1	Concentrations maximales (mg/l) des sédiments en suspension en relation avec divers traitements dans la Beauce(Plamondon 1982a).....	86
Tableau 6.2	Concentrations de sédiments totaux observées suite à diverses modalités d'utilisation du territoire dans la forêt boréale de l'Ouest canadien.....	87
Tableau 6.3	Concentrations de sédiments inorganiques et totaux observées suite à diverses modalités d'utilisation du territoire dans la forêt boréale du Bouclier canadien.....	88
Tableau 6.4	Concentrations maximales de sédiments totaux observées suite à diverses modalités d'utilisation du territoire dans la forêt mélangée de la région des Appalaches.....	89
Tableau 6.5	Milieu boisé non perturbé. Concentrations des sédiments organiques et inorganiques en suspension en fonction des probabilités de dépassement (Plamondon non publié).....	90
Tableau 6.6	Coupe avec lisière boisée. Concentrations des sédiments organiques et inorganiques en suspension en fonction des probabilités de dépassement (Plamondon non publié).....	90
Tableau 6.7	Coupe sans lisière boisée et traverse des cours d'eau avec la machinerie. Concentrations des sédiments organiques et inorganiques en suspension en fonction des probabilités de dépassement (Plamondon non publié).	91
Tableau 6.8	Classes de productivité piscicole ou de qualité de l'eau pour la faune aquatique selon diverses sources.....	92
Tableau 6.9	Augmentation des températures maximales estivales après la coupe en bordure des cours d'eau.....	95

LISTE DES TABLEAUX (suite)

Tableau 6.10	Relation entre la température de l'eau et l'oxygène soluble à saturation	97
Tableau 6.11	Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau en milieu naturel et après la coupe à blanc.....	98
Tableau 6.12	Estimé des différences saisonnières moyennes de quelques caractéristiques de l'eau que l'on peut attribuer à la coupe.	103
Tableau 6.13	Changement des températures minimales et maximales, de la concentration en oxygène dissous, du pH et de la conductivité électrique après le traitement (La Malbaie)	104
Tableau 6.14	Changement du pH après la coupe au Québec (unité pH)	107
Tableau 6.15	La concentration moyenne (mg/l) du nitrate et du phosphore en relation avec les différentes utilisations du sol dans l'Est des États-Unis (Omernik 1976).....	113
Tableau 6.16	La perte de nitrate et de potassium (kg/ha/année) en fonction des différentes utilisations du sol dans la partie canadienne du bassin des Grands Lacs (Nicolson <i>et al.</i> 1982).....	113
Tableau 6.17	Changement de la concentration moyenne du calcium, du magnésium, du potassium, des nitrates, du fer et des tanins-lignines après le traitement (La Malbaie).....	118
Tableau 6.18	Concentrations maximales en azote et pertes dans les ruisseaux drainant des bassins fertilisés	122

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1	Estimé de la diminution de l'augmentation de l'écoulement en fonction du nombre d'années après la coupe pour trois taux de régénération, (Zone feuillue).....	44
Figure 4.2	Estimé de la diminution de l'augmentation de l'écoulement en fonction du nombre d'années après la coupe pour trois taux de régénération, (Zone boréale).	46
Figure 5.1	Relation entre la proportion du bassin coupé à blanc et le changement du débit de pointe de crue de fonte.....	76

1. INTRODUCTION

1.1 OBJECTIF

Ce document a pour objectif de faire le point sur les connaissances de l'impact des opérations forestières et des pratiques d'aménagement forestier sur le régime d'écoulement et la qualité de l'eau. Il vise à dégager les éléments connus et pertinents pour le Québec, à proposer les recherches à entreprendre et à suggérer le contenu d'un programme de suivi dans le but d'appliquer certaines recommandations du rapport d'enquête et d'audience publique sur la Stratégie de protection des forêts. Les cinq recommandations suivantes sont particulièrement concernées, en ce qui a trait aux aspects reliés à l'eau:

- 1) Que dans le guide des modalités d'intervention en milieu forestier, les mesures de protection soient révisées et renforcées, plus particulièrement pour les bandes de protection et de séparation, les aires de confinement et les habitats de certains animaux.
- 43) Que le ministère des Forêts, en collaboration avec les ministères concernés et l'ensemble des utilisateurs de la forêt, définissent les orientations et les priorités de recherche en rapport avec l'aménagement polyvalent des forêts et la sylviculture préventive.
- 50) Que le ministère des Forêts détermine, pour chacune des régions du Québec, la superficie maximale d'une aire de coupe à blanc, afin de préserver les écosystèmes et les autres ressources du milieu.
- 51) Que le ministère des Forêts élabore des directives portant sur la distribution des coupes à l'intérieur des bassins versants, de façon à ce qu'elles ne perturbent ni le régime hydrique, ni la qualité de l'eau des lacs et des rivières.
- 55) Que le ministère des Forêts instaure, dès 1992, un programme de suivi environnemental de la Stratégie pouvant mettre à contribution le ministère de l'Environnement, le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, le réseau des Départements de Santé Communautaire et la Commission de la Santé et de la Sécurité au Travail.

1.2 BREF HISTORIQUE DES RELATIONS EAU-FORÊT

La reconnaissance de l'existence d'une certaine relation entre l'ablation des forêts et l'écoulement a dû se produire dans l'antiquité lorsque la civilisation fut suffisamment développée pour que les activités de la population produisent un impact sur la nature. Le premier récit est probablement celui traitant de la destruction des forêts de cèdres sous les ordres du régent de Uruk en Mésopotamie 2700 ans avant Jésus-Christ (Perlin 1992). Durant le temps de la Grèce antique, la relation entre l'utilisation de la terre et l'eau était reconnue. Les chinois de l'Antiquité ont exprimé ceci dans un proverbe: "Contrôler la montagne c'est contrôler le fleuve". Cependant, dans le bassin méditerranéen, l'anarchie dans l'utilisation de la terre a prévalu et durant le temps des romains, la détérioration a continué même si plusieurs fois on s'est élevé contre cet état.

Les résultats d'un décret concernant les forêts et les eaux émis vers 1215 par le roi Louis IV ne sont pas connus. En 1342, une commune de Suisse a réservé le premier boisé de protection et fut suivi par plusieurs autres à partir du 16^e siècle (Kittredge 1948). Ceci n'a pas empêché l'anarchie dans l'utilisation des terres de se poursuivre durant la colonisation des Amériques. Aux 18^e et 19^e siècles, les lois et les taxes adoptées par les gouvernements français, italien et autrichien pour protéger les forêts dans les Alpes ont plutôt forcé la destruction des forêts (Marsh 1907). Les premiers grands travaux de réhabilitation ont été effectués dans les Alpes françaises en 1868 (Marsh 1907). Vers 1866-77 le Dr Hough a préparé pour le gouvernement américain un rapport traitant de la forêt, du sol, du climat et de l'écoulement (Satterlund 1972). Brown a publié en 1877 un livre portant sur la forêt et l'humidité. Ce fut une période d'opinions et de réponses très simples à des problèmes très complexes.

Au début du présent siècle, en raison des coupes massives des forêts et de l'utilisation des rivières comme routes de pénétration, source d'énergie pour les manufactures et source d'approvisionnement en eau potable, le point d'intérêt fut la relation entre la forêt et l'eau (Rafter 1905). Les spéculations portaient principalement sur les effets de la coupe sur les inondations. Les personnes impliquées dans l'aménagement des bassins versants aux États-Unis étaient divisées en deux groupes défendant des points de vue opposés. En 1908, Kellogg rapportait que la forêt accumule la neige durant l'hiver, retarde la fonte et que le manteau nival fond subitement, lorsque les températures sont élevées vers la fin du printemps en produisant

des inondations. Dans le même sens, les ingénieurs maintenaient que la forêt accentue les pénuries d'eau, qu'elle a peu d'influence sur les crues (Moore 1910) et que le meilleur aménagement est l'enlèvement de la végétation (Chittenden, *in* Kittredge 1948). D'autre part, les forestiers affirmaient que la forêt conserve l'eau, qu'elle réduit les inondations et que le meilleur aménagement est sa protection complète (Zon 1912). Ces divergences d'opinions favorisèrent le démarrage de la recherche scientifique sur les relations eau-forêt.

La majorité des premières spéculations traitant de l'influence de la forêt sur l'hydrologie n'ont pas survécu à la recherche scientifique, mais ont persisté comme une connaissance commune, influençant malheureusement plusieurs décisions publiques. Les faits présentés par Zon (1912) comme des certitudes, sont énumérés en y accolant un vrai ou un faux, ou un commentaire basé sur les connaissances modernes des relations.

1. La forêt diminue la température de l'air à l'intérieur et au-dessus du couvert. (Vrai en été, mais en hiver, la température peut être augmentée au-dessus du couvert sous les latitudes nordiques).
2. La forêt augmente la fréquence et l'abondance des précipitations. (Généralement faux).
3. La destruction de la forêt affecte le climat. (Faux pour le climat global par rapport aux fluctuations naturelles, faiblement en milieu tempéré, moyennement pour de vastes étendues en milieu tropical comme l'Amazonie; vrai pour le microclimat).
4. En terrain plat, la transpiration des forêts est suffisante pour drainer les terrains marécageux. (Faux).
5. En milieu montagneux, la forêt conserve l'eau pour l'écoulement. (Généralement faux, le sol retient l'eau et la forêt la consomme; quelquefois vrai, indirectement en favorisant l'infiltration et la stabilité du sol).
6. La forêt retarde la fonte de la neige. (Généralement vrai; quelquefois faux, lorsque la neige interceptée fond rapidement en climat doux).
7. La forêt prévient l'érosion. (Vrai jusqu'à un certain point).
8. La forêt régularise l'écoulement des sources. (Généralement faux, la forêt réduit les débits d'étiage; quelquefois vrai, indirectement en favorisant l'infiltration et la stabilité du sol).
9. L'écoulement annuel des grands cours d'eau dépend du climat. (Vrai).

10. La forêt tend à égaliser l'écoulement au cours de l'année, en augmentant les débits d'étiage et en réduisant les débits de crue. (En partie et quelquefois vrai, car elle réduit certaines crues; en partie et quelquefois faux, car la forêt réduit les débits d'étiage et peut contribuer aux inondations en retardant la fonte).
11. La forêt ne peut pas prévenir les inondations produites par des précipitations exceptionnelles, mais elle peut réduire ses effets destructeurs. (Vrai).

Malgré les résultats de la recherche, plusieurs faux concepts persistent dans les croyances populaires. Ces croyances attribuent généralement des effets positifs à la forêt et des effets négatifs à la coupe en regard du régime d'écoulement. Les effets de la forêt sur le climat et l'eau obéissent à des règles générales, mais la plupart présentent des exceptions. Nous sommes donc loin d'une situation unique et simpliste comme une équation universelle recherchée par le bétotien.

1.3 ORGANISATION DU TEXTE

Le chapitre suivant présente, de façon synthétisée pour le Québec, les principales connaissances des effets des opérations forestières sur le microclimat, le régime d'écoulement et la qualité de l'eau. Ensuite, la discussion porte sur la précipitation et ses liens avec la présence ou l'absence de la forêt. Les trois chapitres suivants portent directement sur l'effet des coupes sur l'écoulement annuel, les débits de pointe et la qualité de l'eau. La première section de chaque chapitre intitulée "problématique et conséquences" présente ce qui se dégage du sujet discuté dans le chapitre. Enfin, une section porte sur le suivi et les besoins de recherche.

2. AMÉNAGEMENT ET RÉSUMÉ DES CONNAISSANCES QUÉBÉCOISES

Dans le but de donner une image intégrée sur un territoire forestier, nous présentons un ensemble de résultats d'études sur le microclimat et l'hydrologie de la Forêt Montmorency. Cependant, il a été nécessaire de considérer d'autres sites d'étude que celui de la Forêt Montmorency pour présenter l'effet des pratiques forestières sur la qualité de l'eau et les apports exogènes de nourriture au milieu aquatique. Les études sur le microclimat, effectuées en dehors de la Forêt Montmorency, notamment par les départements de géographie des universités québécoises n'ont pas été considérées.

Les caractéristiques des peuplements et la description des traitements sont indiquées lorsque nécessaire, avec la présentation des résultats de chaque étude. Toutefois, il est opportun de rappeler les caractéristiques générales de la Forêt Montmorency. Le climat est tempéré, froid et humide selon la classification de Köppen. La température moyenne annuelle est de 0°C. La précipitation annuelle est de 1450 mm dont près de 600 mm tombent sous forme de neige et 470 mm sont reçus de juin à août.

La Forêt se situe dans les Hautes Laurentides qui font partie du Bouclier canadien. Elle fait partie de la Province de Grenville caractérisée par des roches anciennes comme les calcaires cristallins, les quartzites, les gneiss et les amphibolites. L'épaisseur des dépôts de surface varie de négligeable sur les sommets à plus de 18 m dans les vallées. Le sous-groupe de sol le plus représenté est le podzol orthique humo-ferrique. La Forêt est située dans le domaine climacique de la sapinière à bouleau blanc (Plamondon *et al.* 1984).

L'extrapolation des données en hydrologie présente toujours des difficultés liées à la nature particulière de chaque bassin versant. En ce qui concerne la qualité de l'eau, les mesures effectuées dans diverses régions du Bouclier précambrien (section 2.4) démontrent que les effets de la coupe sont globalement faibles et donc comparables. La concentration des sédiments en suspension (l'indicateur principal) a fait l'objet d'une analyse de probabilité qui a démontré que les données provenant du Bouclier précambrien pouvaient être regroupées. La Forêt Montmorency peut donc être considérée représentative dans le contexte des effets globaux.

En ce qui a trait au régime d'écoulement, la Forêt Montmorency fait partie des régions où les débits de pointe sont les plus élevés. Ainsi, des mesures visant à minimiser les possibilités d'augmentation du débit de pointe de fonte à la Forêt Montmorency seraient aussi efficaces ailleurs.

2.1 AMÉNAGEMENT

La pratique de l'aménagement des forêts, en fonction de la ressource-eau, se limite présentement au Québec, à l'application de normes d'intervention en milieu forestier dans le but de réduire les impacts sur la qualité de l'eau à un niveau acceptable. Toutefois, ces normes ne contiennent pas encore d'éléments pour mieux planifier le réseau routier, l'étendue des assiettes de coupe et la proportion du bassin qui peut être coupée à blanc dans le but de minimiser les probabilités d'augmenter la crue printanière et les crues estivales. La plupart des craintes en lien avec l'eau concernent les effets potentiels des opérations forestières, incluant l'usage des pesticides, sur la faune aquatique et ses habitats, la récréation et l'eau potable. Le bilan à long terme des éléments nutritifs, suite à des interventions répétées, devrait faire partie des questions à élucider, spécialement dans le contexte de l'aménagement intégré du territoire.

2.2 EFFETS DE LA COUPE SUR LE MICROCLIMAT

Les modifications au régime d'écoulement occasionnées par la coupe sont la résultante des effets directs des changements de la couverture forestière sur l'énergie, le vent et l'interception des précipitations.

2.2.1 Énergie

Le soleil est la source primaire de l'énergie disponible au niveau de la surface active. Le rayonnement solaire (courte longueur d'onde) est en partie réfléchi (albédo) au niveau de la surface active, le reste étant absorbé par le milieu. La surface active reçoit en provenance de l'atmosphère et émet du rayonnement de longue longueur d'onde. Le bilan de ces échanges radiatifs ou rayonnement net représente l'énergie disponible sous forme de rayonnement. Peuvent s'ajouter des apports d'énergie par le transfert de chaleur sensible et la condensation

de la vapeur d'eau mais ces quantités sont généralement faibles sous nos conditions climatiques.

À la Forêt Montmorency, le sapin baumier rendu à maturité réfléchit seulement 7 % du rayonnement solaire incident et l'énergie utilisée pour la photosynthèse et le réchauffement du sol et de la biomasse ne dépasse pas 5-10 % du rayonnement net. Après la coupe, la surface réfléchit entre 2 à 10 % de plus de rayonnement solaire et le rayonnement net disponible est réduit de 10 à 20 % par rapport à celui disponible dans la sapinière (McCaughey 1978a, 1981). Il y a donc moins d'énergie disponible après la coupe pour l'ensemble des trois principales composantes du bilan énergétique: l'évapotranspiration, le réchauffement de l'air et le réchauffement du sol. La redistribution de l'énergie après la coupe occasionne un réchauffement plus important de l'air et du sol et par conséquent une réduction de l'évapotranspiration.

2.2.2 Évapotranspiration

L'évapotranspiration comprend toute l'eau évaporée à partir de la surface active, qu'elle provienne de la surface des feuilles, des stomates, de la neige ou du sol. En été, la plus grande partie du rayonnement net (2/3) est utilisée pour l'évapotranspiration, à moins qu'il manque d'eau. Les travaux de McCaughey (1978b) à la Forêt Montmorency ont démontré que l'évapotranspiration de la sapinière, soumise au même rayonnement net, passait d'environ 5 mm/d (mm par jour) lorsque la teneur en eau du sol dépassait $0,36 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ (teneur en eau volumétrique 36%) à 3,4 mm/d lorsque la teneur en eau diminuait autour de $0,32 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Ce taux dépassait 5 mm/d lorsque le feuillage était mouillé par l'eau de pluie interceptée.

2.2.3 Interception

L'interception représente la quantité d'eau qui ne se rend pas au sol sous le couvert végétal. Cette eau est évaporée et la quantité interceptée dépend de la capacité d'emmagasinement du couvert et du taux d'évaporation durant la précipitation. L'interception durant la période estivale à la Forêt Montmorency a été évaluée à 21 % de la précipitation à découvert dans un peuplement de bouleau, à 23 % dans un peuplement mélangé et à 25 % pour un jeune peuplement de sapin (Fréchette 1969). Elle atteignait 32 % pour une sapinière mature

défoliée à 40 % (Plamondon *et al.* 1984b). Ces derniers auteurs ont estimé que l'interception de la pluie représentait entre 40 et 50 % de l'évapotranspiration annuelle. Quatre ans après la coupe à blanc, l'interception par les déchets ligneux, les framboisiers, les arbustes et les semis représentait déjà 32 % de la pluie estivale (Prévost et Plamondon 1987).

2.2.4 Accumulation de la neige et fonte

Les arbres modifient l'accumulation et la distribution de la neige au sol en interceptant une partie de la neige et en affectant la vitesse du vent et la turbulence. Le taux de fonte est aussi modifié par les arbres parce que ces derniers influencent la quantité d'énergie qui atteint la couverture de neige. La coupe affecte l'accumulation et la fonte en fonction de la forme, de l'orientation et de la dimension des assiettes de coupe.

Fréchette (1968) a démontré que l'équivalent en eau maximum de la neige à la Forêt Montmorency est de 3 cm plus élevé dans les jeunes peuplements d'environ 1 ha entourés de peuplements plus hauts. Plamondon *et al.* (1984a) ont trouvé que dans les clairières de quelques hectares, l'équivalent en eau est en moyenne 6 cm plus élevé qu'en sous-bois. La fonte en milieu découvert se termine d'une à deux semaines plus tôt que dans les aires boisées exposées au sud. Sur les flancs nord boisés, la neige persiste de deux à quatre semaines plus longtemps qu'à découvert.

2.2.5 Gel du sol

La neige a généralement des propriétés isolantes plus efficaces que la couverture végétale et la couche de matière organique. Plamondon et Grandtner (1975) ont trouvé un gel moins profond à découvert, malgré l'absence d'une couche de matière organique, que dans la sapinière à la Forêt Montmorency. Ils ont attribué cette différence à la plus grande épaisseur de la couverture neigeuse à découvert.

Cependant, la relation entre la coupe et le gel de la couche de surface n'a pas été étudiée et l'effet du gel du sol sur l'écoulement de surface est encore mal connu. À titre d'exemple, en milieu boisé du bassin du lac Laflamme, l'écoulement de pointe a été associé à la remontée jusqu'à la surface de la nappe phréatique sur la partie inférieure du bassin en 1981 et 1982 (Roberge et Plamondon 1987) et aux gels nocturnes vers la fin de la période de fonte en

1985, 1986 et 1987 (Barry *et al.* 1990a,b, Prévost *et al.* 1990). En 1990, c'est à la base du couvert neigeux, dans la couche de matière organique, que la glace a été observée (S. Proulx, communication personnelle). En conséquence, l'information n'est pas disponible pour proposer des modalités d'aménagement qui pourraient considérer le gel du sol.

2.3 EFFETS DE LA COUPE SUR LE DÉBIT

L'établissement de quatre bassins expérimentaux sur le cours du ruisseau des Eaux-Volées, à la Forêt Montmorency, a été initié en 1965 dans le but d'étudier les effets de la coupe sur le régime d'écoulement, la qualité de l'eau et la productivité biologique du cours d'eau. Le but de ce programme de recherche était la formation des étudiants à tous les cycles et le développement de connaissances pour l'aménagement intégré du territoire forestier (Plamondon 1988, Plamondon et Naud 1976a,b). Ces bassins expérimentaux sont considérés représentatifs d'une partie importante de la forêt boréale.

La coupe à blanc des peuplements surannés non exploités durant les années 40 a été exécutée de 1974 à 1976 sur un bassin de 394 ha. Ces coupes distribuées en assiettes de formes et de grandeurs variées couvraient 31% de la superficie du bassin. Ces assiettes variaient en superficie de 0.2 à 15 ha (forme arrondie) ou 22 ha (forme allongée). Les arbres ont été abattus à la scie mécanique et tronçonnés en billes de 1,2 m de longueur. Les billes ont été transportées jusqu'au chemin à l'aide de petits tracteurs sur chenillettes.

2.3.1 Écoulement annuel et d'étiage

La coupe n'a eu aucun effet significatif sur l'écoulement annuel, saisonnier et mensuel (Plamondon et Ouellet 1980). Ainsi, il n'y a pas eu d'effet détectable de cette coupe sur le débit d'étiage. Les auteurs soulignent que des coupes couvrant des proportions similaires dans le Nord-Est américain ont produit des augmentations mesurables de l'écoulement annuel. L'effet à la Forêt Montmorency était réduit par le fait que les peuplements matures coupés avaient déjà réduit leur taux de transpiration. Il est plausible que la conductance stomatique était réduite (fermeture des stomates) par l'âge et la tordeuse des bourgeons de l'épinette. De plus, la présence de débris et de végétation après la coupe aurait maintenu un taux élevé d'interception favorisé par les pluies fréquentes en été.

2.3.2 Débit de crue

Le volume total d'eau durant la crue printanière n'a pas été modifié par la coupe partielle. Le volume d'eau écoulé entre le début de la fonte et le moment où se produit la pointe maximale du débit n'a pas été modifié en 1975, 1976 et 1978. Ce volume a augmenté en 1977, le climat printanier favorisant un taux de fonte plus élevé et plus hâtif à découvert qu'en sous-bois. Les débits de pointe n'ont pas été modifiés de façon significative par la coupe. D'une part, la coupe partielle désynchronise la fonte entre la forêt et la partie à découvert et d'autre part, les conditions climatiques printanières causent, tantôt une augmentation tantôt une diminution du débit de pointe comme il a été observé ailleurs (Verry 1972, Goodell 1958).

2.4 EFFETS DE LA COUPE SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

Les effets de la coupe à blanc sur la qualité de l'eau des petits cours d'eau ont été étudiés à la Forêt Montmorency et dans sept régions du Québec soit: Mont Sutton, Beauce-Sud, Côte-Nord, Charlevoix, Haute-Mauricie, Mont-Laurier et Abitibi. Les petits ruisseaux, qui ont fait l'objet de ces études, avaient entre 0,5 à 3m de largeur et drainaient pour la plupart des bassins de 0,1 à 10 km². Les paramètres généralement considérés étaient les sédiments en suspension, la couleur, la température de l'eau, l'oxygène dissous, la conductivité électrique, le pH, le calcium, le potassium et le fer. Les nitrates, les phosphates et les tannins-lignines ont été mesurés dans quelques régions. La méthode et les problèmes d'analyse ont été discutés par Plamondon *et al.* (1976a).

2.4.1 Caractéristiques physiques

Lit du cours d'eau et sédiments en suspension: Les problèmes de stabilité des versants sur le Bouclier précambrien sont très limités et particulièrement reliés au réseau routier (Plamondon 1982a,b, Plamondon *et al.* 1976b, 1982, Plamondon et Thomassin 1982). La morphologie du lit peut être modifiée (sédiments, élargissement du lit, berges échanrées) lorsque la coupe favorise la formation de rigoles qui entaillent la berge et apportent des sédiments (Durocher et Roy 1986). Cependant, le rôle des troncs d'arbres présents dans le lit des cours d'eau sur la morphologie de ces derniers n'a pas été étudié au Québec. Il est probablement faible puisque les cours d'eau avec une pente d'environ 10 % se rencontrent surtout près de la tête du réseau

hydrographique et à ce niveau le débit est trop faible pour causer des mouvements majeurs du lit.

L'apport de sédiments en suspension dans les petits cours d'eau lors des opérations forestières est négligeable lorsque les modalités d'intervention en milieu forestier sont bien appliquées. Le non respect de ces modalités, comme le débusquage du bois à travers un cours d'eau, pourrait momentanément augmenter de façon substantielle la concentration des sédiments en suspension. On a observé des concentrations maximales d'environ 650 mg/l à la Forêt Montmorency (Charlois 1977, Elouard 1977, 1981) et sur la Côte-Nord, jusqu'à des extrêmes de 19 000 à 28 000 mg/l dans la Beauce Sud (Plamondon 1982a,b, Plamondon *et al.* 1976b, 1982). Les taux atteints dans la Beauce étaient en partie reliés à la nature du sol, à la précipitation et surtout au grand nombre de passages de la machinerie dans le ruisseau. Ces taux diminuent rapidement après la coupe pour se situer entre 50 à 1 800 mg/l durant le premier gros orage. Durant l'année suivant les coupes, les concentrations se situent près de leurs concentrations naturelles qui oscillent autour de 3 mg/l dans le Bouclier laurentien et 25 mg/l dans la Beauce Sud.

Température de l'eau: La coupe à blanc sans conservation de lisières boisées a provoqué une augmentation moyenne de la température estivale de 2 et 3 °C sur la Côte-Nord et en Haute-Mauricie respectivement. Les augmentations des températures maximales journalières ont été dans le même ordre de 4,5 et 6,5 °C (Plamondon *et al.* 1982). Le cours d'eau étudié était plus petit en Haute-Mauricie d'où une plus grande augmentation de la température. Dans Charlevoix, la température maximale moyenne mesurée sur six ruisseaux a augmenté de 1,9 à 2,6°C durant sept saisons sur les 14 saisons de mesures cumulées pour les six ruisseaux. Il n'y avait pas de lisières boisées excepté sur un ruisseau protégé par une lisière de 15 m pour lequel l'augmentation de la température de l'eau fût attribuée à l'exposition de la nappe phréatique dans les ornières des véhicules. La température maximale moyenne, dans Charlevoix, n'a pas augmenté de façon significative (< 0,5°C) durant neuf saisons de mesures sur quatre autres cours d'eau dont deux sans lisière boisée, un avec lisière de 10 m et un avec lisière de 30 m. La conservation de lisières boisées le long des cours d'eau dans Charlevoix, la Côte-Nord et en Haute-Mauricie a permis, dans la majorité des ruisseaux, de maintenir la température de l'eau à 0,5 °C de son niveau naturel.

Oxygène dissous: Au Québec, les études menées dans différentes régions démontrent que l'apport de déchets de coupes dans des cours d'eau à écoulement turbulent ne diminue pas la teneur en oxygène en deçà de 6 mg/l, valeur reconnue adéquate pour la truite (Everest et Harr 1982). Cependant, l'apport de déchets dans un petit cours d'eau de la Haute-Mauricie serpentant en terrain plat a réduit à zéro la concentration en oxygène durant une période chaude et de faible débit. Au lac Profond sur la Côte-Nord, les débris ligneux ont fait passer la concentration en oxygène dissous de 8,9 à 1,9 mg/l sur une distance de 300 m. Aucun effet des coupes n'a pu être constaté lorsqu'une lisière boisée (6 m à 60 m) était conservée le long des plans d'eau (Plamondon *et al.* 1976b, Plamondon et Beaudry 1981, Plamondon et Déry 1981, Plamondon et Lamontagne 1981, Plamondon et Thomassin 1981). La lisière assure que l'on ajoute pas de débris dans le cours d'eau et maintien l'ombrage.

Conductance spécifique: La coupe sur 31% de la superficie d'un bassin à la Forêt Montmorency a fait passer la conductivité électrique, en septembre, de 8 μ mhos cm/cm² à 16 μ mhos cm/cm², le contenu ionique demeurant de toute manière très faible (Charlois 1977, Elouard 1977).

Couleur de l'eau: La couleur est fortement modifiée lorsque le lit est perturbé ou par l'apport de débris ligneux. Les changements dans la coloration de l'eau sont faibles lorsque la zone riveraine n'est pas perturbée (Plamondon *et al.* 1982).

2.4.2 Constituants chimiques dissous

La teneur en fer est passée de 0,15 à 0,40 mg/l durant une courte période après la coupe sur 31% de la superficie d'un bassin à la Forêt Montmorency. La concentration des nitrates au début de l'automne passe de 50 à 90 μ g/l dans les stations près des coupes. La coupe augmente la concentration en phosphates de 3 à 35 μ g/l. Même après la coupe, les taux de nitrates et de phosphates demeurent faibles et ils sont caractéristiques d'un cours d'eau très peu productif (Charlois 1977, Elouard 1977).

Les études menées dans différentes régions du Québec démontrent que la coupe à blanc augmente faiblement les concentrations de calcium, de potassium, de magnésium et de fer. Ces augmentations sont souvent négligeables en présence d'une lisière boisée (6 m à 60 m) laissée le long des cours d'eau. Les teneurs en nitrates et phosphates ne sont pas modifiées

significativement (Plamondon *et al* 1976b, Plamondon et Beaudry 1981, Plamondon et Déry 1981, Plamondon et Lamontagne 1981, Plamondon et Thomassin 1981, Plamondon et al. 1982). Les changements de concentration des éléments nutritifs étant faibles et de courte durée, ils n'entraînent pas l'eutrophisation des cours d'eau. Au contraire, ils peuvent avoir un effet positif sur la faune aquatique puisque la productivité des cours d'eau est le facteur limite. Sans avoir mesuré les apports provenant de l'atmosphère et de la génèse du sol, il n'est pas possible de se prononcer sur l'influence que la coupe peut produire sur le bilan net des éléments nutritifs durant une période de révolution de 60 à 120 ans. L'effet de la coupe se confond avec l'influence du type de régénération sur la rétention des éléments nutritifs.

2.5 EFFET DE LA FERTILISATION SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

L'un des bassins expérimentaux de la Forêt Montmorency a été fertilisé avec 155 kg/ha d'azote (sous forme d'urée) en 1973. L'application aérienne a eu lieu en juin (2/3 du bassin) et en septembre sans discontinuer l'épandage au-dessus du ruisseau. Aucun effet n'a été détecté pendant l'application au-dessus du cours d'eau d'environ 1 m de largeur et recouvert de végétation. Les concentrations d'urée et d'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^-) ont augmenté durant la première précipitation suivant chaque application. L'azote sous forme amoniacale (NH_3) n'a pas été mesuré. Ces pointes de concentration sont probablement reliées au délavage du fertilisant appliqué dans la zone du cours d'eau. Cependant, les concentrations n'ont pas dépassées les critères fixées pour l'eau brute d'approvisionnement à l'époque de l'étude (WHO 1971). La fertilisation n'a pas eu d'effet mesurable sur le pH, la turbidité et la couleur ainsi que sur les concentrations en oxygène dissous, calcium, magnésium et fer (Gonzalez et Plamondon 1978).

2.6 EFFETS DE LA COUPE SUR LA BIOLOGIE DES PETITS COURS D'EAU

2.6.1  cologie

La coupe partielle couvrant 31% de la superficie d'un bassin expérimental à la Forêt Montmorency n'a eu aucun effet marqué sur l'écologie du cours d'eau (Charlois 1977, Elouard 1977). La conductivité et les concentrations du fer, des phosphates et des nitrates ont augmenté. L'oxygène dissous et le pH ont diminué. Les auteurs ont mesuré une légère augmentation de la concentration des sédiments en suspension lors des crues. Cependant, les

concentrations ont été momentanément élevées (pointes de 200-650 mg/l) durant les opérations de débardage. Elles concluent que ceci semble avoir affecter la productivité primaire, la dérive de la faune benthique invertébrée et l'abondance relative des insectes (sections 2.6.3 et 2.6.4).

2.6.2 Apports exogènes

Au Québec, les effets de la coupe sur les apports exogènes n'ont pas été mesurés. Toutefois, une évaluation de l'importance des apports externes permet d'apprécier le niveau d'impact qu'aurait la coupe dans la zone riveraine. Les apports de matières organiques provenant de la chute des feuilles de la végétation riveraine ont été mesurés dans deux ruisseaux tributaires de la rivière Matamek en 1975 (Moreau *et al.* 1976) et dans quatre ruisseaux entre 1980 et 1982 (Connors et Naiman 1983). Les apports cumulés provenant du bouleau, du peuplier et de l'aulne étaient plus importants que ceux provenant des résineux même dans les stations où ces derniers dominaient. À l'exception de l'aulnaie, les apports des strates arbustives et herbacées étaient négligeables (Moreau *et al.* 1976). Les feuilles des décidus composaient entre 46 et 60 % de l'apport total en feuilles (Connors et Naiman 1983). Ces derniers auteurs montrent que les apports externes de particules représentent 85 % des apports en carbone organique dans les cours d'eau d'ordres 1 et 2, mais seulement 10 % dans les cours d'eau d'ordres 5 et 6. De plus, la faible teneur en lignine combinée à une concentration plus élevée d'azote dans le bois des décidus favorisent la décomposition et réduisent l'immobilisation de l'azote (Melillo *et al.* 1984).

2.6.3 Production primaire autotrophe

À la Forêt Montmorency, la production primaire calculée à partir du débit et de la teneur en oxygène dissous, demeure voisine de zéro malgré un apport énergétique important, en raison des concentrations élevées de matières en suspension qui atteignaient occasionnellement de 200 à 650 mg/l durant les opérations de débardage (Elouard 1981). La méthode de Odum (1956, *in* Elouard 1981) modifiée par Valleneider (1969, *in* Elouard 1981) a été utilisée pour le calcul de la production primaire.

2.6.4 Macroinvertébrés benthiques (Benthos)

Les organismes benthiques forment un maillon important entre les producteurs primaires et les poissons (Hesser *et al.* 1975) et constituent souvent le facteur limitant la production piscicole tel qu'observé au Québec par O'Connor et Power (1976). À la Forêt Montmorency si les concentrations en fer, phosphates et matières en suspension se maintenaient aux taux plus élevés, rencontrés après la coupe à blanc, la tendance de la composition benthique irait vers une prolifération des espèces tolérantes (Elouard 1981).

3. PRÉCIPITATION ET INTERCEPTION

La précipitation (P) est la composante la plus importante du bilan hydrique (Annexe I) puisqu'à long terme $P = ET + Q$. Elle représente la somme de l'évapotranspiration (ET) et du débit (Q). Il est donc important de connaître les liens entre la précipitation et la végétation. La controverse concernant la réduction des précipitations par la coupe et l'importance de l'interception justifient que l'on consacre un chapitre à ce sujet.

3.1 PROBLÉMATIQUE ET CONSÉQUENCES

3.1.1 Précipitation

À l'échelle de la Planète, le remplacement de toutes les forêts par un couvert herbacé réduirait la précipitation planétaire de 1 à 2%. À l'échelle locale, la conversion de la forêt réduirait généralement la précipitation de 1 à 5% et quelquefois jusqu'à 10% en milieu tempéré. En zone tempérée, les conditions d'advection sont telles qu'elles peuvent masquer les spécificités d'une région donnée, tandis qu'en milieu équatorial le recyclage régional est beaucoup plus important. La conversion de toute la forêt amazonienne diminuerait localement les précipitations de l'ordre de 20%.

La réduction de la précipitation se répercutant surtout sur l'évapotranspiration, la diminution du débit est en général négligeable. De plus, au Québec, la conversion de la forêt par la coupe est temporaire et non totale puisqu'il reste de la végétation sur la plupart des parterres de coupe. Aussi, la superficie boisée est en légère expansion à cause de l'abandon des territoires agricoles marginaux. La faible augmentation de la précipitation avec la présence de la forêt n'étant pas prouvée, il n'est donc pas recommandé de prendre des mesures d'aménagement en fonction de l'élément précipitation. Toutefois, en regard des changements climatiques globaux, il est bon de souligner qu'un changement de précipitation peut avoir un effet sur les écosystèmes, surtout au niveau de leurs limites spatiales.

3.1.2 Interception

L'interception est quantitativement importante dans le bilan hydrologique annuel des bassins versants. L'interception de la pluie à la Forêt Montmorency contribue à 40-50% de

l'évapotranspiration annuelle, ce qui correspond à 22-34% de l'écoulement. Toutefois, le facteur à considérer pour évaluer l'importance du phénomène, en terme d'aménagement, c'est la différence d'interception entre divers types de peuplements et la coupe à blanc. Cette différence, estimée à 15-25% de l'écoulement annuel à la Forêt Montmorency, serait encore plus importante dans le sud-ouest du Québec. Cependant, l'effet dure peu d'années après la coupe à blanc et encore moins après la coupe d'éclaircie. Il faudrait des éclaircies aux cinq ans sur 20% de la superficie d'un bassin pour augmenter significativement le débit en été. Ce niveau d'éclaircie étant peu probable, il n'est pas proposé de planifier une réduction de l'interception par le choix des essences ou par la coupe d'éclaircie pour augmenter le débit estival, puisque l'effet serait temporaire. Toutefois, il y a une exception qui devrait être considérée, c'est le reboisement des terres en friche qui, exercé sur une grande proportion d'un bassin, diminuerait les débits annuel et estival en particulier.

Un deuxième aspect doit être considéré en lien avec l'interception. On attribue souvent à l'interception une certaine importance dans la réduction du débit des grandes crues estivales qui causent des dommages. Ces crues se produisent lors de précipitations dépassant en général les 40 mm en moins d'une journée. La quantité d'eau interceptée en forêt se situant entre 5 et 7 mm à donc un effet mineur sur ces crues. De la même manière, la différence d'interception entre les résineux et les feuillus est trop faible pour justifier la plantation de résineux par rapport à celle des feuillus pour réduire les crues estivales. L'importance de l'interception est encore plus réduite en automne et au printemps.

En somme, des prescriptions d'aménagement basées seulement sur la manipulation de l'interception dans le but d'améliorer le régime d'écoulement seraient peu efficaces. Cependant, dans le cas où l'eau est un facteur limite, on pourrait tenir compte de l'interception et combiner une variété de traitements dans le temps et l'espace dans le but de maintenir la quantité normalement disponible.

3.2 EFFETS DE LA FORÊT SUR LA PRÉCIPITATION

3.2.1 Échelle de la planète

Il est fréquemment affirmé que la précipitation doit être plus élevée au-dessus de la forêt parce que la transpiration est plus élevée que celle des autres couvertures végétales. Cela suppose

un lien direct entre la précipitation (P) et l'évapotranspiration (ET). Cette relation est irréfutable pour la planète entière puisque $P = ET$, mais ne vaut rien à l'échelle locale. L'évaporation au-dessus des six continents représente seulement 14,3% du total pour la planète; c'est-à-dire que la suppression totale de l'évaporation au-dessus des continents réduirait la précipitation totale planétaire de 14,3%. Cependant, étant donné que les forêts occupent seulement 25% de la superficie de l'ensemble des continents et que la coupe de la forêt n'empêche pas complètement l'évaporation, mais la réduit tout au plus de 30%, l'effet global de la disparition des forêts réduirait la précipitation de 1 à 2% à l'échelle de la planète. On peut spéculer que cette faible réduction peut avoir un effet de rétroaction sur le climat et finalement réduire la précipitation par un pourcentage plus élevé.

3.2.2 Échelle locale

Effet: La question de l'augmentation des précipitations par la présence des forêts est loin d'être résolue, car nous faisons face à un problème méthodologique de taille. Dans la littérature, on mentionne que la forêt augmente le nombre de jours de précipitation, (Biolley 1934, Hulin 1930) ou la précipitation de 6% (Molga 1962), de 6 à 10% (Rackmanov 1966), de 25% (Martin 1950, dans Poncet 1981) et selon l'opinion de Zon (1912) jusqu'à 25%. D'autres auteurs estiment que cette augmentation est tout à fait négligeable ou non démontrée (Bernard 1945, Braque 1982, Golding 1970, Noirfalise 1959, Penman 1963) et que les augmentations décelées restent dans la marge d'incertitude des techniques (Aussenac 1970, Rempp 1930). Il se dégage un certain consensus autour d'une influence positive de la forêt sur la précipitation et dont l'ampleur serait de 1 à 2% (Aussenac 1970), 2 à 3% (Kittredge 1948) et 5 à 10% (Poncet 1981). De toutes manières, en considérant que l'erreur de la mesure de la précipitation moyenne sur un bassin est de l'ordre de 5% ou plus (Lee 1969), l'effet de la forêt sur la précipitation peut être omis dans le bilan hydrique.

Évaporation des surfaces: On considère qu'il n'existe pas de relation directe entre P et ET sur un continent, à l'exception de certaines régions tropicales où la circulation interne de l'eau est dominante. L'eau évaporée en un endroit particulier se mélange par turbulence à l'atmosphère et se déplace par centaines de kilomètres par jour. Conséquemment, la contribution de l'évaporation à la précipitation sur le même bassin est faible; variant entre 6 et 27% pour les grandes masses de terre ($10^5 - 10^7 \text{ km}^2$) et chaque augmentation de la précipitation attribuable à la transpiration du boisé sur des aires de $10^2 - 10^3 \text{ km}^2$ est en

pratique impossible à mesurer (Lee 1980). Selon Benton *et al.* (1950), 8 à 9% de la vapeur d'eau qui tombe sur le bassin du Mississippi (3,24 millions de km²) provient de ce même bassin et 3 à 6% provient de la partie continentale environnante. Pour les petits bassins éloignés de l'océan, il est possible que 20 à 30% de la vapeur d'eau pour la précipitation provienne du continent (Bruce et Clark 1967). Cette proportion atteint 48% à Manaus dans la partie centrale du bassin de l'Amazonie (Marques *et al.* 1977).

À titre d'exemple, analysons le cas de l'Amazonie qui possède un cycle interne d'évaporation très important (48%). Selon les études sur bassins expérimentaux (Bosh et Hewlett 1982), l'évapotranspiration serait diminuée de 400 mm sur les parcelles coupées. La différence d'évapotranspiration entre la forêt amazonienne et un champ cultivé était de 200-300 mm au Pérou (Marengo 1983, Noe et Cardoso 1979).

En tenant compte de ces chiffres dans le calcul de l'évapotranspiration recyclée (91% Marques *et al.* 1977), nous obtenons ce qui suit: la coupe de 33% de la forêt de l'Amazonie diminuerait la précipitation de 4 à 6% pour l'ensemble du bassin.

Vapeur d'eau dans l'air: La seule présence de la vapeur d'eau dans l'atmosphère n'est pas suffisante pour produire de la précipitation. Par exemple, en moyenne $1,8 \times 10^{10}$ m³ d'eau passe au-dessus de l'Arizona durant une semaine de juillet sans qu'il y ait une goutte de pluie (Bruce et Clark 1967). Le contenu en vapeur d'eau dans l'air, au-dessus de Khartoum en Égypte, est plus élevé que celui existant au-dessus de la Tamise en Angleterre, mais la précipitation est respectivement de 150 et 750 mm par année. Le contenu moyen de l'eau dans l'air est probablement plus élevé au-dessus du désert qu'au-dessus du boisé tropical humide (Penman 1963). Ceci est probablement le cas entre Lima situé dans un désert et la forêt tropicale humide de l'Amazonie. En plus, dans le but de soutenir une précipitation élevée, il est nécessaire d'avoir un apport continu d'eau atmosphérique de l'extérieur de la zone considérée (Réménieras 1959). Ainsi, l'augmentation de la vapeur d'eau dans l'air en présence de la forêt paraît être un facteur mineur sur la chute de la précipitation en une zone donnée.

Eau libre: La présence de l'eau libre et d'un taux d'évaporation élevé n'assurent pas une précipitation forte, comme le démontre la présence des îles ou des côtes désertiques distribuées un peu partout dans le monde. Une autre preuve est donnée par la formation de la

mer Salton (Californie) de 1140 km² due à un débordement du fleuve Colorado en 1906-1907. La comparaison entre la précipitation régionale avant et après la formation de la mer Salton ne démontre pas de changement de précipitation (Penman 1963). Le lac Eyre en Australie s'est rempli en 1950-1951, puis l'eau s'est totalement évaporée en 1953. Durant cette période, la précipitation près du lac a été plus basse que la normale.

Méthode de mesure: La mesure de l'effet de la forêt sur la précipitation n'est pas triviale. Un premier exemple de la complexité du problème est l'étude de l'influence de la forêt sur le climat local par Hursh (1948). Hursh a choisi une superficie dans le Bassin Copper au Tennessee où 2800 ha de terre boisée ont été détruits par les fumées d'une usine. Entre la zone dénudée et celle boisée à l'état naturel, on retrouve environ 4800 ha de prairie sur une largeur de 1 à 3 km. La précipitation et la vitesse du vent ont été mesurées durant 4 ans dans deux stations de chaque zone. Les valeurs moyennes annuelles, données dans le Tableau 3.1, démontrent que la précipitation en forêt surpasse celle en prairie par 9,8%. Toutefois, les données démontrent aussi que la vitesse du vent est inversement proportionnelle à la précipitation mesurée. La vitesse du vent est faible dans les ouvertures en forêt où on retrouve les pluviomètres. Or la déficience de captage de la précipitation augmente avec la vitesse du vent. La relation n'est pas définie de façon précise, mais à partir de la théorie et des données expérimentales, une formule a été développée afin de corriger la précipitation mesurée. La précipitation ajustée, après avoir éliminé l'effet du vent (Tableau 3.1), suggère que la précipitation est uniforme entre les trois couvertures végétales et que l'effet de la forêt est négligeable.

Tableau 3.1. Vitesse du vent et précipitation annuelle dans le Bassin Copper (Hursh, 1948)

Couvert	Vitesse moyenne du vent (cm s ⁻¹)	Précipitation	
		Mesurée (mm)	Corrigée (mm)
Dénudé	226	1277	1458
Prairie	167	1332	1462
Boisé	33	1459	1466

La comparaison entre la précipitation mesurée en milieu boisé et celle mesurée en milieu dénudé contient un élément de doute parce que nous ne savons pas quelle serait la précipitation mesurée sur chaque site avec la même couverture végétale. De plus, l'effet mesuré au-dessus d'une superficie dénudée ou boisée relativement petite peut être le résultat d'une redistribution de la précipitation régionale et nous ne savons pas quel serait l'effet d'un changement de couverture sur une superficie très grande.

Afin de conclure définitivement, il serait nécessaire de mesurer en premier lieu la précipitation sur une région très étendue et boisée telle que l'Amazonie. Après une période de mesure suffisamment longue, une superficie de plusieurs dizaines de milliers de kilomètres carrés devrait être coupée à blanc en conservant un rideau d'arbres protecteurs autour des pluviomètres et en continuant les mesures durant une certaine période. De cette manière, la région qui demeure boisée permettrait de prendre en considération les variations annuelles de la précipitation. Cependant, cette approche, en plus de ne pas être pratique, serait une menace à l'environnement et la réponse obtenue n'en vaudrait probablement pas la peine. L'utilisation de modèles de transport atmosphérique est une alternative à l'expérimentation. Les résultats variables obtenus à partir de divers modèles confirment les doutes qui subsistent sur les effets estimés.

Aménagement: Selon Benton *et al.* (1950), l'augmentation ou la diminution de la précipitation par l'utilisation des terres n'est pas un type d'aménagement qui peut être considéré. Pavari (1962), donne la même opinion dans le sens que la masse arborescente ne représente pas plus qu'un élément secondaire en comparaison à la précipitation cyclonique et à l'influence des montagnes. Cette conclusion est biaisée vers les régions tempérées où le mouvement de l'air est rapide et il est possible qu'elle ne s'applique pas intégralement à la zone tropicale.

3.3 PRÉCIPITATIONS OCCULTES (INTERCEPTION HORIZONTALE)

3.3.1 Phénomène

Certaines régions côtières et montagneuses sont fréquemment enveloppées dans les nuages et le brouillard (Satterlund 1972). L'action principale de la végétation est d'agir comme une barrière et de favoriser la condensation de la vapeur d'eau lorsque celle-ci entre en contact

avec la végétation. Cette précipitation horizontale peut ajouter une quantité significative d'eau au bilan hydrologique local (Penman 1963). Dans ces conditions, on mesure une plus grande quantité de précipitations sous la couverture foliacée que dans les pluviomètres installés à découvert. Dans certaines forêts de conifères, la condensation peut être suffisamment intense pour entendre la chute régulière des gouttes de pluie sur le sol (Dunne et Leopold 1978). La quantité de précipitations reçues par le phénomène de l'interception horizontale dépend du climat, de la topographie, de la distance de la mer et des caractéristiques de la végétation. Ce phénomène est fréquent en milieux humide, tropical et tempéré, mais il se produit aussi le long des côtes semi-arides comme celles du Pérou et du Chili de même que dans le sud-ouest de l'Afrique. Pour les fins du présent document, nous limiterons nos observations à quelques études effectuées en milieux tempéré et maritime.

3.3.2 Exemples en milieux tempéré et maritime

Les forêts localisées dans les régions où le brouillard est fréquent et intense représentent un cas particulier quant aux effets de leur présence et de la coupe. Dans certaines régions montagneuses (Zadroga 1981) ou côtières, la condensation de l'humidité atmosphérique au contact de celle-ci avec le feuillage apporte plus d'eau par précipitation horizontale que celle consommée par la transpiration. Les forêts qui condensent le brouillard occupent en général des superficies restreintes, mais elles sont localement très importantes.

En Afrique du Sud près de la Cité du Cap, les précipitations horizontales sont importantes sur la montagne Table. On note des augmentations de précipitations qui peuvent atteindre 250 mm par mois et qui représentent en moyenne annuellement 170% de la pluie à découvert (Nagel 1956). Plusieurs études ont été réalisées en Californie pour déterminer l'effet des précipitations horizontales sur la distribution de la végétation (Cannon 1901, Cooper 1917, Byers 1930, 1953, Prat 1953). Kittredge (1948), rapporte une précipitation additionnelle de 750 mm par année dans les peuplements de séquoia géants. Des précipitations horizontales de 51 à 1499 mm ont été obtenues sur la côte californienne durant une période de 40 jours (Oberlander 1956). Les peuplements de pin ponderosa, sur le versant est des monts Cascade dans l'état de Washington, contribuent à capter 75 à 100 mm de précipitations horizontales durant l'hiver (Berndt et Fowler 1969). Sur la côte de l'Orégon, Isaac (1946) a mesuré une augmentation de la précipitation annuelle de 520 mm. Sous une forêt de sapin de l'ouest du

bassin municipal de Bull Run en Orégon, la précipitation horizontale a atteint 882 mm (Harr 1982).

Aux Iles Canaries on rapporte entre les altitudes 450 et 1750 mètres, des précipitations horizontales d'environ 2000 mm en sus des précipitations verticales d'environ 950 mm par année (Ceballos y Ortuño 1952).

Au Japon, sur l'Ile de Hokkaido le captage des précipitations horizontales par des lisières boisées était de 6 à 10 fois plus élevé que la précipitation en milieu ouvert (Hori 1953). Le captage de l'eau par un brise-vent artificiel était 100 fois plus élevé que la précipitation au-dessus d'un milieu ouvert (Kashiyama 1956). Hirata, en 1929, a démontré que l'interception de la précipitation par la végétation était en partie ou totalement compensée lorsqu'il y avait du brouillard. Le captage de précipitations horizontales donne même un bilan positif durant les mois d'avril et de juillet (captage du brouillard plus élevé que l'interception). Similairement, Grunow (1955), a démontré qu'une forêt d'épinette en Autriche captait suffisamment de précipitations horizontales en période de brouillard pour compenser les pertes par interception. Dans une région montagneuse de l'Australie, la précipitation sous le couvert forestier était de 80 à 350 mm plus élevée qu'en milieu ouvert durant les périodes venteuses. Selon Costin et Wimbush (1961), la déposition du givre en hiver sur la végétation arborescente augmente la précipitation annuelle d'environ 5%.

3.3.3 Iles de la Madeleine

Le cas des Iles de la Madeleine au Québec mériterait d'être étudié. On planifie actuellement un programme de reboisement dans le but de recharger la nappe phréatique. On n'a pas conduit d'étude sur l'évapotranspiration des divers couverts végétaux et sur leur capacité à capter le brouillard. Comme hypothèse, on peut considérer qu'il serait avantageux de disposer des brise-vent de résineux pour retenir la neige en hiver et en favoriser l'accumulation à certains endroits en tenant compte des vents dominants. Les résineux seraient aussi plus efficaces pour capter le brouillard en été et en hiver (givre). Cependant, ils consomment plus d'eau que d'autres types de végétation.

3.4 INTERCEPTION

L'interception a pour effets de diminuer la précipitation en sous-bois. La couverture végétale cause une redistribution spatiale de l'eau qui arrive à la surface du sol. Les apports d'eau au pied de l'arbre, provenant de l'écoulement le long du tronc, peuvent représenter de 15 à 30 fois la valeur moyenne de la précipitation en sous-bois. Il n'est pas exclu que cette concentration d'eau au pied de l'arbre favorise l'infiltration profonde et ait des répercussions sur l'hydrologie du versant.

L'interception en milieu tempéré varie en général entre 13 et 35 % de la précipitation brute comme l'indique le Tableau 3.2.

L'interception est quantitativement importante dans le bilan annuel de l'écoulement sur un bassin (Annexe I - Cycle de l'eau). L'interception de la pluie contribue entre 40 et 50% de l'évapotranspiration annuelle à la Forêt Montmorency. La quantité d'eau interceptée par un peuplement jeune, défolié à 70%, étant environ la moitié de celle interceptée dans un peuplement jeune, plus dense et défolié à 50% (Stations A et D Tableaux 3.3 et 3.4), indique que l'on peut agir sur l'interception par la coupe d'éclaircie (Plamondon *et al.* 1984b). À la Forêt Montmorency, une réduction de l'interception de 50% aurait pour effet de réduire l'évapotranspiration de 20-25% (100-120 mm) et d'augmenter le débit annuel de 10-20%. Cependant, l'effet ne dure que quelques années, soit jusqu'à la fermeture du couvert. La coupe à blanc peut modifier fortement l'interception mais son effet peut être de courte durée lorsque la végétation s'établit rapidement après la coupe. En effet, quatre ans après la coupe à la Forêt Montmorency, l'interception était au même niveau que celle des peuplements mature défoliés à 40-50% (Prévost et Plamondon 1987). Ces valeurs sont semblables à celles obtenues sur un bassin des Monts Lozère couvert d'épinettes de Norvège (Tableau 3.5).

L'interception par la forêt est beaucoup plus élevée que chez les autres types de couvert végétal (Aussenac 1981, Pontailier *et al.* 1988). Les études sur bassins juxtaposés au Mont Lozère (Dupraz *et al.* 1984) permettent de comparer, sous les mêmes conditions climatiques, l'interception à partir d'une prairie (pâturage du mouton), d'une forêt de hêtre (végétation naturelle) et d'une forêt d'épinette de Norvège (plantation). L'interception annuelle par l'épinette est presque le double de celle du hêtre (Tableau 3.5).

Tableau 3.2 Valeurs moyennes de l'interception en pourcentage de la précipitation saisonnière ou annuelle

Endroit et type de forêt	N	Ic (%)	Références
<u>Zone tempérée</u>			
Décidus (tous)	10	13	Dunne et Leopold 1978
Conifères			
pluie	11	22	Dunne et Leopold 1978
pluie et neige	26	28	Dunne et Leopold 1978
Europe	9	35	Dunne et Leopold 1978
Amérique du Nord	27	27	Dunne et Leopold 1978
<u>Zone tropicale</u>			
Australie			
pin radiata		29	Millett 1944
eucalyptus		4	Millett 1944
Kenya			
cyprés		26	Pereira 1952
bambou		20	Pereira 1952
Taiwan			
conifères		8	Sheng et Koh 1967
décidus		12	Sheng et Koh 1967
<u>Zone sub-tropicale</u>			
Nouvelle-Zélande			
décidus mélangés avec dominance du hêtre		23	Pearce <i>et al.</i> 1980
Texas			
pins		19	Chang <i>et al.</i> 1983

N = Nombre d'études

Tableau 3.3 Caractéristiques des stations de mesure de l'interception à la Forêt Montmorency. (Plamondon *et al.* 1984)

Station	Altitude (m)	Exposition	Proportion des essences ^a (%)			Diam. moyen ^b (cm)	Longueur moyenne des cimes (m)	Hauteur moyenne (m)	Densité (tige ha ⁻¹)	Couverture (%)	Défoliation moyenne (%)	Mortalité du sapin (%) des tiges	
			Âge (ans)	Sab	Epb								Bb
A	780	Sud	50	84	15	1	15,9	5,5	15,3	4 800 ^c	80	50	0 ^c
B	780	Nord-ouest	65	100	0	0	15,4	6,5	16,4	4 400 ^c	70	40	30 ^c
C	713	Ouest	25	95	0	5	2,1	2,0	3,5	110 400 ^d	100	20	5 ^d
D	793	Nord	35	90	0	10	4,0	3,5	6,0	26 000 ^d	80	70	20 ^d
E	713	Ouest	(Déchets de coupe et couvert de framboisiers (<i>Rubus idaeus</i> L.), de bouleaux et de sapins.)										

^a Sab, sapin baumier; Epb, épinette blanche; Bb, bouleau blanc.

^b Diamètre moyen à 1,3 m du sol.

^c Diamètre des tiges ≥ 10 cm.

^d Diamètre des tiges ≥ 1 cm.

Tableau 3.4 Répartition des précipitations brutes saisonnières. (Plamondon *et al.* 1984)

Station	Pb (mm)	Ps		Pf		Pn		In	
		mm	%	mm	%	mm	%	mm	%
A	615.5	401.5	65.2	16.1	2.6	417.6	67.8	197.9	32.2
A	416.4	248.8	59.8	6.9	1.6	255.7	61.4	160.7	38.6
B	486.4	329.3	67.7	1.6	0.3	330.9	68.0	155.5	32.0
C	482.6	308.9	64.0	18.3	3.8	327.2	67.8	155.4	32.2
D	490.2	398.2	81.0	17.9	3.7	416.1	84.9	74.1	15.1
E	469.4	318.0	67.7	---	---	---	---	151.4 ^a	32.3

^a Interception excluant l'écoulement le long des tiges.

Pb= Précipitation brute telle que mesurée à découvert.

Ps= Précipitation mesurée dans les pluviomètres en sous-bois.

Pf= Précipitation qui atteint le sol par écoulement le long du fût.

Pn= Précipitation nette (Ps + Pf).

In= Interception (Pb - Pn).

Tableau 3.5 Exemples de bilans hydrologiques annuels tenant compte de l'interception (P = précipitations; Q = écoulement; ETR = évapotranspiration réelle; In = interception)

Nom du Bassin	P	Q	ETR	In	In/ETR	In/P	In/Q	Q/P	Situation	Surface	Végétation	Substrat	Alt. moy. (m)	Auteurs
	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(%)	(%)	(%)	(%)		(km ²)				
Lac Laflamme (1)	1 183	669	514	225	43.7	19.0	33.6	56.6	Québec	0,68	Résineux: 80%	Charnockites	816	Plamondon et al. (1984)
Eaux Volées (2)	1 595	1 108	487	240	49.3	15.0	21.7	69.5	Québec	9.2	Résineux: 80%	Charnockites	780	Plamondon et al. (1984)
Cloutasses (3)	1 982	1 646	381	72	18.9	3.6	4.4	83.0	Mt Lozère (F)	0.81	Prairie: 80%	Granite	1 386	Dupraz (1984) Dupraz et al. (1984)
Sapine (3)	1 808	1 327	531	130	24.5	7.2	9.8	73.4	Mt Lozère (F)	0.54	Hêtraie: 80%	Granite	1 270	
Latte (3)	1 951	1 400	623	246	39.5	12.6	17.6	71.8	Mt Lozère (F)	0.19	Résineux: 85%	Granite	1 421	
Houille (4)	1 109	589	520	178	34.2	16.0	30.2	53.1	Ardennes belges	113.7	Résineux: 37% F. décidue: 26% Prairie: 21%	Schisto-phyllades		Bultot et al. (1990)

- (1) Mesures de In en différents points du bassin durant près de 2 ans
- (2) Adaptation (sur une moyenne de 7 ans) d'après résultats du bassin du Lac Laflamme
- (3) Mesures sur 2 ans; adaptation de In d'après la littérature
- (4) Moyenne sur 84 ans; résultats fournies par un modèle mathématique après calage sur 10 ans

4. ÉCOULEMENT ANNUEL ET D'ÉTIAGE

4.1 PROBLÉMATIQUE ET CONSÉQUENCES

Cause: Les résultats provenant d'une centaine de bassins jumelés à travers le monde démontrent que l'écoulement annuel augmente en proportion de la couverture végétale enlevée. Cette augmentation est due à une réduction de l'interception et de la transpiration suite à l'ablation des arbres. De plus, une partie de cette augmentation se produit en période d'étiage estival sous des conditions climatiques similaires aux nôtres. Elle est fonction du climat, de la surface foliaire du peuplement, de la vigueur des arbres et de la nature de la végétation demeurant après la coupe. Certaines études ont aussi démontré que l'écoulement annuel était plus faible lorsque les feuillus sont remplacés par les résineux.

Effet: Au Québec, l'augmentation du débit annuel pourrait être de l'ordre de 50% dans les zones feuillue et mixte. Dans la zone boréale, l'augmentation varierait entre 15% lorsque la précipitation dépasse 1400 mm et 50% lorsque la précipitation se situe en deçà de 900 mm. Ces augmentations se produisent sur la partie coupée à blanc durant la première année après la coupe. Ensuite, l'augmentation diminue avec le rétablissement de la végétation. Il est à noter que la différence d'augmentation de l'écoulement entre la zone feuillue et la zone boréale est surtout due à une plus grande évapotranspiration due au climat plus chaud de la zone feuillue. Il ne s'agit pas d'une différence entre feuillus et conifères, car sur un même site les conifères utilisent plus d'eau que les feuillus. Les conifères ont une surface foliaire plus grande et les feuilles sont présentes toute l'année.

On peut maintenant se demander s'il y a des problèmes liés aux augmentations de l'écoulement annuel et du débit d'étiage, et s'il y a en conséquence des aménagements à préconiser. Les augmentations de l'écoulement annuel et d'étiage n'ont aucun effet négatif, à moins que ces augmentations se concentrent durant certaines périodes et augmentent la fréquence et la magnitude des débits de pointe. Les débits de pointe seront traités au chapitre 5. Toutefois, il est apparu important de consacrer un chapitre sur l'écoulement annuel, parce que certains auteurs ont émis l'hypothèse qu'il y avait une relation entre l'augmentation des débits de pointe et l'augmentation de l'écoulement annuel. Les données sur l'augmentation de l'écoulement annuel sont disponibles pour un plus grand nombre de cas (3 à 4 fois plus) que celles qui relient la coupe au débit de pointe. Ces données pourraient donc nous aider à

préciser la proportion du bassin qui peut être coupée à blanc sans causer d'effets négatifs sur le régime d'écoulement.

Aménagement: L'aménagement forestier en lien avec la ressource eau peut être traité sous trois aspects. Le premier est la proportion maximale du bassin qui peut être coupée à blanc durant une courte période (aire équivalente de coupe à blanc). Le facteur limite étant l'augmentation des écoulements de pointe, cet aspect est traité au chapitre 5. Le deuxième concerne le reboisement d'une grande proportion d'un bassin abandonné après usages agricoles. Dans ce cas, il faut prévoir une réduction des écoulements en période d'étiage après le reboisement. Les conséquences peuvent être importantes dans les régions où le débit d'étiage est déjà déficient par rapport aux besoins. Un cas d'exception pourrait être que la faiblesse du débit d'étiage soit reliée à un faible taux d'infiltration qui serait augmenté après le reboisement. Dans ce cas, l'augmentation de la quantité d'eau infiltrée et stockée en période humide augmenterait le débit en période d'étiage.

Enfin, le troisième aspect concerne la possibilité d'augmenter continuellement le débit annuel en distribuant les coupes de façon uniforme dans le temps. La coupe à blanc annuelle de 2% de la superficie d'un bassin sur une période de révolution de 50 ans produirait une aire équivalente de coupe à blanc d'environ 15% dans la zone feuillue. Ainsi, l'augmentation du débit annuel sur un tel bassin serait d'environ (50% x 15%) 7.5%. Cette augmentation pourrait avoir une certaine importance si elle était concentrée en période d'étiage. Dans la zone résineuse, l'aire équivalente de coupe serait de 42% et l'augmentation du débit annuel serait d'environ (40% x 42%) 17%.

Les possibilités de l'aménagement forestier en relation avec l'augmentation de l'écoulement annuel ou d'étiage doivent être considérées cas par cas. Par exemple, dans le cas de la dimension des réservoirs et de la distribution de l'eau sur les grands bassins en Tchécoslovaquie (maintenant République Tchèque et Slovaquie), Bubenicková et Kaspárek (1990) considèrent qu'il n'est pas nécessaire de tenir compte des pratiques forestières.

4.2 EFFET DE LA COUPE SUR LE DÉBIT ANNUEL

4.2.1 Général pour le monde

Magnitude: Les résultats provenant des études sur plus d'une centaine de bassins jumelés dans le monde démontrent que le volume annuel d'eau qui s'écoule à l'exutoire d'un bassin versant augmente après la coupe à blanc de la forêt. L'ablation totale du couvert arborescent cause une augmentation de l'écoulement annuel qui varie entre 30 et 650 mm chez les feuillus et entre 50 et 650 mm chez les conifères. L'augmentation moyenne est respectivement de l'ordre de 250 et 450 mm par année.

Proportion du bassin coupé à blanc: L'effet de la coupe sur le débit annuel augmente avec la proportion du bassin qui est coupée à blanc ou la proportion du volume des tiges enlevées par la coupe. Il faut cependant une superficie minimale pour détecter l'effet de la coupe. Cette superficie minimale est d'environ 20% (Hibbert 1967), quoique dans de bonnes conditions de jaugeage, l'effet peut être détecté suite à une coupe de 10% de la superficie du bassin (McMinn et Hewlett 1975). Quelques coupes couvrant 25 (Harr 1980), 30 (U.S. For. Serv. 1964), 31 (Plamondon et Ouellet 1980) et 40% (Rotacher 1965) de la superficie du bassin, ainsi qu'une coupe cumulée de 64% de la superficie d'un bassin au taux de 2% par année, (Martin et Tinney 1962) n'ont pas eu d'effets détectables sur l'écoulement.

La coupe par jardinage à moins d'effet sur l'écoulement que la coupe à blanc. Il est probablement possible d'enlever 30 à 50% du volume par pied d'arbre sans affecter l'écoulement annuel si les tiges enlevées sont les moins vigoureuses. Dans le cas où l'on enlèverait les tiges les plus volumineuses et les plus vigoureuses, on devrait s'attendre à un effet après avoir enlevé environ 1/3 du volume.

Facteurs: Un grand nombre de facteurs reliés au climat et à la végétation sont responsables de la variabilité spatiale des effets de la coupe sur l'écoulement. Cependant, c'est par l'évapotranspiration que la forêt intervient principalement sur le cycle hydrologique. L'évapotranspiration étant moins variable que la précipitation dans une zone climatique donnée, ce dernier paramètre exerce généralement un effet plus marqué que les autres facteurs sur l'augmentation de l'écoulement annuel.

Couverts herbacés et boisés: La forêt, notamment à cause de son taux élevé d'évapotranspiration de l'eau interceptée (Aussenac 1981, Pontailier *et al.* 1988), produit moins d'écoulement que les autres types de végétation. Au Mont Lozère, la différence d'évapotranspiration annuelle, obtenue sans période de calibration, entre un bassin sous prairie et un deuxième sous hêtraie était de 150 mm (Dupraz 1984, Dupraz *et al.* 1984). En Tchécoslovaquie, Kantor et Sach (1982) ont trouvé une différence d'écoulement annuel de 140 mm entre une forêt d'épinette et une prairie dans une région où la précipitation est de 757 mm. Cependant, on peut rencontrer certaines exceptions (Morton 1984). Dans les régions où le brouillard est intense et fréquent, la végétation arborescente capte l'eau de l'atmosphère et peut augmenter l'écoulement lorsque toute l'eau supplémentaire n'est pas utilisée pour la croissance végétale. Un boisé, qui capte la neige soufflée à partir de champs en culture peut présenter un écoulement annuel plus élevé que celui d'un territoire avoisinant. À Coweeta (Caroline du Nord), sous un climat perhumide (2000 mm de précipitation et moins de 10% de neige), mésothermal (3°C en janvier, 22°C en juillet) avec un surplus d'eau en toutes saisons (Thorntwaite 1948), il a été démontré qu'un couvert herbacé, maintenu dense et vigoureux par la fertilisation, utilise autant d'eau que la forêt feuillue (Hibbert 1969). Law (1956) montre que l'écoulement provenant d'un bassin couvert de conifères en Grande-Bretagne est plus faible que celui d'un bassin adjacent couvert d'herbes.

Couverts résineux et feuillus: La comparaison de l'évapotranspiration et par conséquent de l'écoulement entre peuplements forestiers est un exercice difficile, car l'effet de l'âge et de la densité se combine aux autres caractéristiques du couvert. À titre d'exemple, la connaissance des principales caractéristiques de quatre sapinières à la Forêt Montmorency n'ont pas permis d'établir une relation simple pour expliquer les différences d'interception (Plamondon *et al.* 1984b). Le climat, surtout la distribution des précipitations, peut aussi avoir une influence sur l'évapotranspiration et conséquemment sur le débit.

Le remplacement de la forêt feuillue par des résineux réduit généralement l'écoulement annuel, mais il y a peu de données provenant d'études sur bassins. L'extrapolation à partir des études sur parcelles ne peut se faire en toute rigueur qu'en conditions similaires. Les résineux présentent un taux plus élevé d'interception à cause de leur surface foliaire plus grande (Swank et Schreuder 1973, Wittaker et Woodwell 1967). La quantité d'énergie disponible sous forme de rayonnement net est aussi plus élevée au-dessus d'un couvert résineux. De plus, ils transpirent durant une plus grande partie de l'année. Cependant, au

printemps, la transpiration des résineux augmente plus vite que celle des feuillus, mais après la feuillaison, la tendance s'inverse (Aussenac et Boulangeat 1980). En saison estivale, l'évapotranspiration d'un couvert de feuillus pourrait être légèrement supérieure à celle des résineux, du fait de la plus faible conductance stomatale de ces derniers (Chassagneux et Choissnel 1987). Selon Raber (1937), la transpiration par unité d'aire des feuilles est plus élevée chez les feuillus en été. Sous certains peuplements, un sous-couvert peut pousser pendant la saison végétative et son évapotranspiration peut atteindre des valeurs non négligeables (Cochard 1988, Loustau et Cochard 1990).

En Lorraine (France), une étude sur parcelles (Aussenac 1972, 1975) conduite sur une période de trois ans démontre que l'évapotranspiration (Tableau 4.1) d'un peuplement de hêtre (*Fagus sylvatica*) était légèrement plus élevée que celles obtenues pour trois espèces de résineux (*Abies grandis*, *Pinus silvestris*, *Picea abies*). À noter, cependant, que l'interception chez les conifères non mesurée durant la période hivernale, pourrait favoriser les résineux au niveau de l'évapotranspiration totale annuelle.

La plantation de pins blancs en remplacement de la forêt feuillue sur deux bassins à Coweeta a réduit l'écoulement annuel de 140 mm en moyenne dix ans après la plantation (Swank et Miner 1968). Au Mont Lozère, l'évapotranspiration annuelle obtenue sans période de calibration était plus élevée de 92 mm (Tableau 3.5) pour un bassin sous résineux par rapport à un deuxième sous hêtraie (Dupraz 1984, Dupraz *et al.* 1984).

Grands bassins: Les processus qui causent les modifications de l'écoulement sur les petits bassins expérimentaux produisent les mêmes effets sur les grands bassins. Les coupes cumulées en Orégon ont produit une augmentation de l'écoulement (Bernt et Swank 1970). De la même manière, une sévère épidémie d'insectes sur les bassins White River (1974 km²) et Yampa River (1564 km²) au Colorado a causé une augmentation de l'écoulement estimée à 50 mm par Love (1955). Une autre évaluation des données démontre que l'augmentation du débit annuel était encore de 26 mm (11%), 25 ans après l'épidémie (Bethlamy 1975). À l'inverse, le reboisement graduel dans le bassin Sacadaga (New York), d'une superficie de 1272 km², a produit une réduction de l'écoulement (Eschner 1965). L'augmentation progressive des aires boisées dans la région méditerranéenne du Sud de la France a réduit l'écoulement d'environ 11% entre 1946 et 1979 (Rambal 1987, Debussche *et al.* 1987). Le

brûlage de 26% de la superficie d'un bassin de 326 km² en Idaho (Q = 899 mm) n'a pas produit d'effet significatif sur l'écoulement annuel (Campbel et Morris 1988).

Tableau 4.1 Évapotranspiration potentielle (ETP) et évapotranspiration réelle de quatre espèces arborescentes en Lorraine, France (Aussenac 1972, 1975).

Période	Précipitation (mm)	ETP (mm)	Évapotranspiration réelle (mm)				Coupe rase
			<i>Abies grandis</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	
1967							
29/03-10/11	502	502	498	466	517	516	394
1968							
26/03-11/11	549	410	525	429	473	537	351
1969 -1970							
02/04 - 21/01	587	437	556	509	526	560	373

4.2.2 Zone feuillue comparable pour le Québec

Les résultats des études sur bassins, visant à évaluer l'effet de la coupe des feuillus sur l'écoulement annuel dans les Hautes-Appalaches de l'Est des États-Unis, sont présentés au Tableau 4.2. Les résultats provenant des quatre sites d'études sont résumés au Tableau 4.3. Les chiffres sont ajustés en tenant compte des travaux de Douglass et Swank (1972), Hibbert (1967), Hornbeck et Federer (1975) et Lynch *et al.* (1975). Les résultats obtenus pour une coupe affectant une fraction de la superficie du bassin sont ramenés, pour fin de comparaison, à ceux d'une coupe équivalente à 100% de la superficie. Les augmentations de l'écoulement après la coupe se situent en général entre 200 et 300 mm par année (Tableau 4.3).

Tableau 4.2 Effets de la coupe des feuillus dans les Hautes-Appalaches de l'Est des États-Unis.

BASSIN (description)	AIRE (ha)	ALTITUDE MÉDIANE (m)	ORIENTATION	P ANNUEL (mm)	Q ANNUEL (mm)	TRAITEMENT	AUGMENTATION de Q, 1ère, 2e, 3e... année après traitement (mm)	RÉFÉRENCES
Coweeta Carol. Nord (0-10% neige, feuillus divers, assise granitique, loam argileux jusqu'à 6 m d'épaisseur)	3	825	SE	1 814	607	1940, 100% coupé pour agriculture	127, 95, 59, 113, 80	Swank et Miner 1968
	1	840	S	1 725	739	1956-57, 100% coupé. brûlage partiel, planté pins	150, 15, 60, 32 Max.: 400, Max. p/r feuillus: 250	Swank et Douglass 1974
	7	880	S			100% coupé	260, 200, 170, 120, 40, 40	Swank <i>et al.</i> 1988
	10	975	SE	1 854	1 072	1942-56, 30% surf. ter. sans prescription spécifique	25 en moyenne	Swank et Miner 1968
	40	1 035	SE	1 946	1 052	1955, 27% surf. ter. coupe sélective	non significatif	Swank et Miner 1968
	41	1 065	SE	2 029	1 285	1955, 53% surf. ter. coupe sélective	55 en moyenne	Swank et Miner 1968
	6	793	NO	1 854	838	1958-60, 80% semé en herbes, 1966 herbes tuées	15 herbes fertilis. 265 p/r forêt	Hibbert 1969
	13	810	NE	1 900	889	1940, 100% coupé, pas récupéré, régénération	362, 275, 281, 255, 198 (11 ans): 140, 171, 81, 80, 95	Swift et Swank 1980, Swank et Helvey 1970
	13					1963, répétition de 1940	375, 218, 130, 100 70; (11 ans): 180, 120, 0, 140, 30	Swift et Swank 1980, Swank et Helvey 1970
	17	885	NO	1 895	775	1941, 100% coupé, coupe annuelle régénération, 1956, 100% planté en pins	414, 337, 231, 160, 228, max p/r à sol nu: régénération - 248; pins - 662	Swank et Douglas 1974, Johnson et Kovner 1954, Swank et Miner 1968
	19	960	NO	2 001	1 222	1949, 22% surf. ter. seul. végétation sous-bois	71, 64, 55, 47, 39	Johnson et Kovner 1954
	22	1 035	N	2 068	1 275	1955, 50% empoisonné en bandes alternes de 10 m	189, 155, 130, 112, 100	Hewlett et Hibbert 1961

Tableau 4.2 Effets de la coupe des feuillus dans les Hautes-Appalaches de l'Est des États-Unis. (suite)

BASSIN (description)	AIRE (ha)	ALTITUDE MÉDIANE (m)	ORIENTATION	P ANNUEL (mm)	Q ANNUEL (mm)	TRAITEMENT	AUGMENTATION de Q, 1ère, 2e, 3e... année après traitement (mm)	RÉFÉRENCES	
	28	144	1 200	NE	2 270	1 532	1962-64, 51% coupé, 22% éclaircie (total 65% surf terl)	220, 98, 108, 31, -10, 111, 70, 91	Douglas et Swank 1976
	37	44	1 280	NE	2 244	1 583	1963, 100% coupé, régénération naturelle	255, 100, 85, 0, 0, 26, 100, 75	Swank et Helvey 1970, Swift et Swank 1980
Fernow, Virginie Ouest (Feuillus)	2	15	780	S	1 500	660	1957-58, 36% surf. ter. à diamètre limite, régén.	64, 36	Reinhart <i>et al.</i> 1963
divers, grès et shiste, loam silteux pierreux de 1 à 1.5 m d'épaisseur)	3	34	805	S	1 500	635	1957-58, 14% surf. ter. sélection intensive, régén.	8 (non significatif)	Reinhart <i>et al.</i> 1963
	6	22		SE	1 440	493	1964, aval 50% coupé régén. inhibée, 1968, amont 50% coupé	165, 142, 259	Patrick et Reinhart 1971
	1	30	755	NE	1 524	584	1957-58, 85% surf. ter. coupe commerciale, rétén.	130, 86, 89	Reinhart <i>et al.</i> 1963
	5	36	780	NE	1 473	762	1957-58, 22% surf. ter. sélection extensive, régén.	36	Reinhart <i>et al.</i> 1963
	7	25	800	NE	1 469	788	1963, amont 50% coupé régén. inhibée 1967, aval 50% coupé	155, 145 251, 267	Patrick et Reinhart 1971
Leading Ridge, Penn. (Peu de neige, WS feuillus divers, loam silteux, Shiste bas, Grès haut)		43	358	S	1 004	321	1966-67, aval 20% coupé	68	Lynch, 1969
Hubbard Brook, N. Hamps. (30% neige, WS 2 feuillus, sable grossier, loam? sableux 1.7 m d'épaisseur)		16		S	1 219	710	1965, 100% coupé régén. inhibée, 1969, régén. nat. 1970, 30% coupé bandes de 25 m et espaces de 25 m	343, 274, 240 200, 500	Hornbeck <i>et al.</i> 1970 Hornbeck 1975

Tableau 4.3 Augmentation de l'écoulement annuel suite à la coupe à blanc totale dans la forêt feuillue de l'Est des États-Unis.

LOCALISATION	ÉCOULEMENT ANNUEL		AUGMENTATION ANNUELLE DE L'ÉCOULEMENT	
		(mm)	(mm)	(%)
North Carolina (Coweeta)				
À blanc Sud (< 900 m)		673	182	27
Sélective Sud (> 900 m)		1 136	94	8
À blanc Nord (< 900 m)		834	347	42
À blanc Nord (> 900 m)		1 463	324	22
West Virginia (Parsons)				
	Sud	596	237	40
	Nord	711	200	28
Pennsylvania (Leading Ridge)		321	208	65
New Hampshire (Hubbard Brook)		710	270	38

4.2.3 Zone boréale comparable pour le Québec

À partir d'études sur l'évapotranspiration, l'augmentation maximale du débit après la coupe des résineux dans une région montagneuse de la Tchécoslovaquie est estimée à 100 mm (Kantor 1987). L'augmentation annuelle du débit après la coupe à blanc sur un bassin au Nouveau-Brunswick a été de 80 mm tandis qu'elle a été de 160 mm sur deux bassins en Ontario (Dickison *et al.* 1981, 1983, Nicolson *et al.* 1982, Schindler *et al.* 1980). Au Minnesota, l'augmentation est d'environ 125 mm/année.

4.2.4 Prédiction pour le Québec

En analysant les résultats de diverses études pertinentes effectuées au Canada et aux États-Unis (Tableau 4.4) ainsi que les conditions climatiques générales, l'auteur estime que les

augmentations potentielles du débit annuel au Québec (Tableau 4.5) se situent respectivement autour de 230, 210 et 190 mm/année dans les zones feuillue, mixte et boréale. Cette approche basée sur la précipitation et l'évapotranspiration annuelles donne, pour la zone boréale, des valeurs plus élevées que celles obtenues au Nouveau-Brunswick et en Ontario. Des mesures sont nécessaires pour établir plus précisément cette augmentation de l'écoulement pour le Québec.

Tableau 4.4 Effets de la coupe dans la zone résineuse au Canada et au Minnesota

BASSIN (Description)	AIRE	ALTI-TUDE MÉDIANE	ORIENTA- TION	PRÉCIPITATION P annuelle (mm)	DÉBIT Q annuel (mm)	TRAITEMENT	AUGMENTATION de Q, 1 ^{ère} , 2 ^e , 3 ^e ... ANNÉE APRÈS TRAITEMENT (mm)	RÉFÉRENCES
	(ha)	(m)						
Nouveau-Brunswick								
Narrow Brook, (30% neige, mélangé, Till et argilite)	391	340	SE	1200	800	92% coupé	80 (corrigé)	Dickison et al.1981
Québec								
Eaux Volées, Qué. (40% neige, sapin, Till, sable)	120	823	E	1453	1108	31% coupé par trouées	Non sign.	Plamondon et Ouellet 1980
Ontario								
Kenora (90% résineux, sols minces)	35-70	--	--	635	103 180	100% coupé	160 130, 4 ^e année	Nicolson <i>et al.</i> 1982
Rawson Lake (conifères)								
Est	170	--	50	824	281	1973: Chablis 70-100%	159	Schindler <i>et al.</i> 1980
Est	170	--	50	858	289	1974: Brûlé 100%	179, 131	
N-E	14	--	50	824	374	1973: Chablis 70-100%	318	
N-E	14	--	50	858	253	1974: Brûlé 100%	169,152	
Minnesota								
Marcel, (Neige 25%, peuplier 75% Épn. tourbière 25%)	34	546	Plat	762	193	1970-71, coupé 75% (100% peuplier)	85, 117, 88	Verry 1972, 1987
Alberta								
Streeter (peupliers)	136					23% coupé par blocs		Golding 1981
Cabin	212	2500	SE	839	363	20% coupé en 6 blocs	50 (révisé)	Golding 1980
Twin (75% neige, Épn., sapins, pins, zone alpine)	250	2300	NE	1027	601	19% coupé en 2500 parcelles circulaires	42	Hetherington 1987 Swanson et Golding 1982

Tableau 4.4 Effets de la coupe dans la zone résineuse au Canada et Minnesota (suite)

BASSIN (Description)	AIRE	ALTI-TUDE MÉDIANE	ORIENTA- TION	PRÉCIPITATION P annuelle (mm)	DÉBIT Q annuel (mm)	TRAITEMENT	AUGMENTATION de Q, 1 ^{ère} , 2 ^e , 3 ^e ... ANNÉE APRÈS TRAITEMENT (mm)	RÉFÉRENCES
	(ha)	(m)						
Hinton (30% neige, Épn. pins)	No 13	1820				57% coupé il y a 9 ans		Swanson et Hillman 1977.
	7	2210				38% 7		Golding 1981
	17	1070				56% 12		
	14	1230				60% 9		
	5	1970				35% 10		
	18	1680				46% 11		
	8	700				37% 8		
	Moy.	1526	1440	Plat	525	147	32% 10	Après 10 ans; 42
Colomb.-Britannique								
Palmer (pins, épin.)		1800			750	350	50% brûlé	84 (révisé) (avril-août) Cheng 1980, 1989
Camp Creek (pins, epn., granite)		3390	1450	S	600	140	30% coupé après épidémie	10,24,15,47,59*18 Cheng 1989
Jamieson (Sapins, tuya)		299	800	SE	3525	2995	19% coupé en 3 blocs sur 7 ans	Golding 1987
Camation, (0-10% neige, conifères) Sous-bassins		930	350	SO	3000	2700	41% coupé en 6 ans	Aucun effet Hetherington 1982
	H	12	200	SE	2500		95% coupé - 1 an	205-349 (10 ans) Hartman et Scrivener 1990
	J	25	150					379 (10 ans)

*Seul effet significatif sur les 6 ans

Tableau 4.5 Estimé de l'augmentation potentiel de l'écoulement annuel en fonction des domaines écologiques (Thibault 1985) au Québec

DOMAINES ÉCOLOGIQUES	Endroit	BILAN HYDROLOGIQUE ANNUEL TIRÉ DES CARTES DE WILSON (1971)			AUGMENTATION POTENTIELLE ÉCOULEMENT ANNUEL	
		P (mm)	ET (mm)	Q (mm)	ΔQ^* (mm)	$\Delta Q/Q^*$ (%)
ZONE FEUILLUE						
1. Érablière à caryer et érablière à tilleul	Montréal	900	575	325	245*	75*
2. Érablière à tilleul et érablière à bouleau jaune	Sherbrooke	1000	550	450	245	54
	Québec	1150	537	500	180	36
	Gatineau	850	550	325	250*	77*
3. Érablière à bouleau jaune	La Pocatière	900	512	400	230	58
	Témiscamingue	800	525	300	240*	80*
	Mont Laurier	950	525	425	230	54
ZONE MIXTE						
4. Érablière à bouleau jaune et sapinière à bouleau jaune	New Richmond	1100	487	600	195	33
5. Sapinière à bouleau jaune	S.E. Rivière-du-Loup	900	500	400	210	53
6. Sapinière à bouleau	Lac-St-Jean Est	900	500	400	210	53
7. Bétulaie jaune à sapin	La Tuque Ouest	900	500	400	210	53

* Évaluations effectuées à partir des données climatiques annuelles et des résultats obtenus sur des bassins expérimentaux à l'extérieur du Québec. La présence d'un déficit de précipitation durant l'été comme dans le sud-ouest du Québec aurait pour effet de réduire l'effet estimé.

Tableau 4.5 Estimé de l'augmentation potentiel de l'écoulement annuel en fonction des domaines écologiques (Thibault 1985) au Québec (suite)⁴²

DOMAINES ÉCOLOGIQUES	Endroit	BILAN HYDROLOGIQUE ANNUEL TIRÉ DES CARTES DE WILSON (1971)			AUGMENTATION POTENTIELLE ÉCOULEMENT ANNUEL	
		P (mm)	ET (mm)	Q (mm)	ΔQ^* (mm)	$\Delta Q/Q^*$ (%)
ZONE BORÉALE						
8. Sapinière à bouleau blanc	Lac St-Jean Ouest	850	487	360	190	53
	Rouyn	850	500	350	190	54
	Forêt Montmorency	1400	475	925	185	20
	Haute Mauricie	1000	475	525	200	38
	Gaspésie centre	1300	475	825	205	25
9. Sapinière à épinette noire	Lac Jacques-Cartier	1600	450	1100	165	15
10. Pessière blanche à sapin et sapinière à épinette blanche	Anticosti	840	450	400	190	48
11. Pessière noire à sapin et mousse	Manicouagan S. Lac	1200	460	740	200	27
12. Pessière noire à mousse	Chibougameau	1000	475	525	200	38

4.3 DURÉE DE L'EFFET

L'augmentation annuelle de l'écoulement est plus élevée la première ou quelquefois la deuxième année (selon le climat) après la coupe à blanc. Ensuite, l'augmentation de l'écoulement diminue avec le rétablissement de la végétation. Le taux de diminution de l'effet est proportionnel au logarithme du temps (Kovner 1956). La durée de l'augmentation du débit serait influencée par le niveau de l'augmentation initiale (Douglass et Swank 1972). Le débit retourne à toute fin pratique à son niveau antérieur lorsque le couvert foliacé couvre toute la surface et que la longueur des cimes vivantes est près de son maximum. Lorsque la superficie coupée est distribuée en petites assiettes (diamètre < 10 fois hauteur des arbres), l'accumulation de la neige est plus élevée sur ces surfaces. Cet effet des clairières sur l'accumulation de la neige s'est maintenu plus de 24 ans après la coupe au Colorado (Hoover et Leaf 1967). Cette concentration de la neige contribue à maintenir l'augmentation de l'écoulement annuel en favorisant l'infiltration profonde dans les clairières.

4.3.1 Zone feuillue

Dans les forêts feuillues de l'Est des États-Unis, l'augmentation de l'écoulement dure entre 4 et 49 ans (Hornbeck et Federer 1975, Lull et Reinhart 1967, Swift et Swank 1981).

Au Québec, on peut s'attendre à une diminution rapide de l'augmentation de l'écoulement annuel durant les premiers 8 à 10 ans, alors qu'une couverture végétale complète s'installe et que les cimes des arbres couvrent 50% de la surface. Ensuite la diminution est plus lente jusqu'à 30 ans. Une régénération vigoureuse pourrait annuler l'effet en moins de 15 ans, alors que l'effet pourrait durer 50 ans lorsque la régénération tarde à s'établir (Figure 4.1). Les courbes de cette figure tiennent compte des données de la littérature et d'une enquête verbale de l'auteur quant au temps nécessaire pour la fermeture du couvert foliacé.

4.3.2 Zone boréale

L'augmentation de l'écoulement après la coupe de la forêt de conifères est demeurée près du maximum durant 30 ans en Alberta et entre 15 et 30 ans au Colorado à cause du faible taux de régénération. L'effet devient négligeable après une période de 80 à 100 ans au Colorado et en Idaho (Leaf 1975, Leaf et Alexander 1975, Leaf et Brink 1975, Swanson et Hillman 1977).

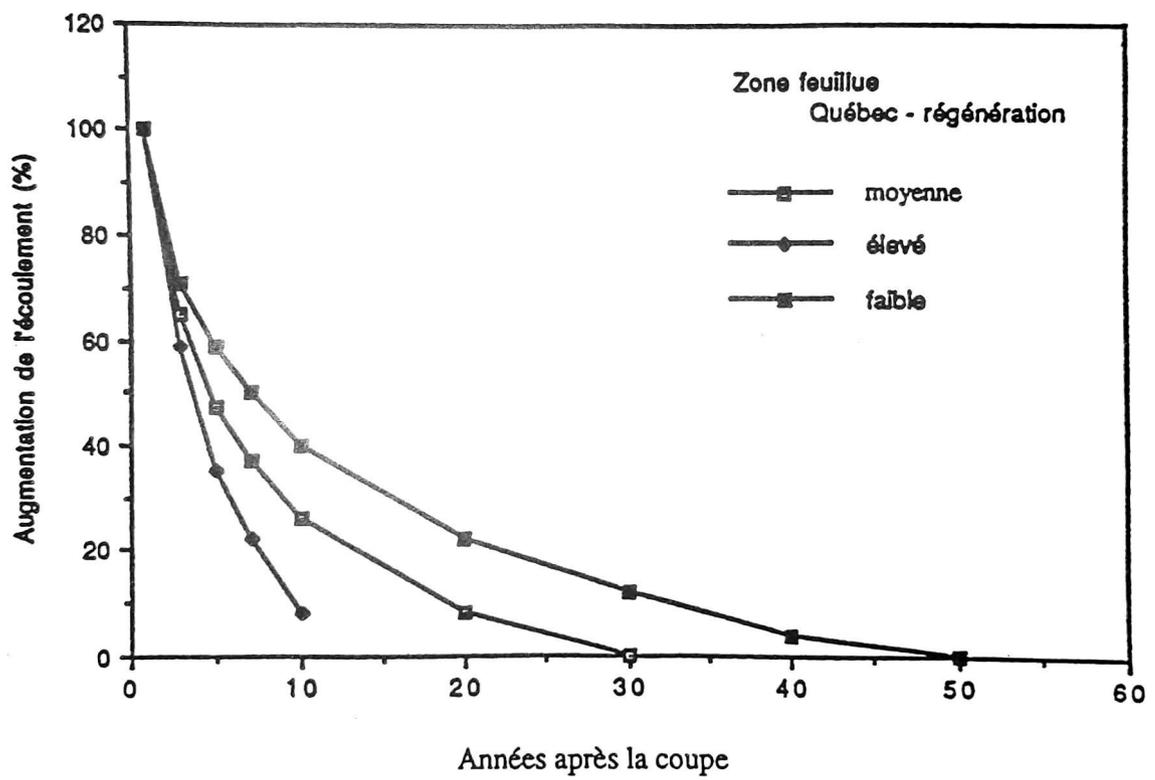


Figure 4.1

Estimé de la diminution de l'augmentation de l'écoulement en fonction du nombre d'années après la coupe pour trois taux de régénération. Zone feuillue.

L'augmentation de l'écoulement après la coupe en milieu boréal au Québec peut demeurer élevée durant une période de 1 à 15 ans après la coupe, si l'on se fie au taux de rétablissement de la végétation, qui peut varier selon les sites. Ensuite, la réduction de l'effet serait rapide durant une période de 15 ans, puis lente jusqu'à 60 à 80 ans après la coupe (Figure 4.2). Les courbes de cette figure tiennent compte des données de la littérature et d'une enquête verbale de l'auteur quant au temps nécessaire pour la fermeture du couvert foliacé.

4.4 EFFET DE LA COUPE SUR LE DÉBIT D'ÉTIAGE

Sous la végétation forestière, la recharge des nappes souterraines est généralement plus lente et moins abondante que sous les autres couverts, du fait de l'interception plus grande et d'une zone racinaire plus développée. La réduction de l'évapotranspiration par la coupe a un effet plus marqué en période de forte demande pour l'évaporation (été en milieu tempéré), ou lorsque les précipitations sont déficitaires. En période de déficit pluviométrique, l'eau disponible dans la zone racinaire est extraite par la végétation arborescente et n'est plus disponible pour l'infiltration profonde. Cependant, les arbres ont une conductance stomatique plus faible (ouverture des stomates) que celle des autres végétaux, ce qui se traduit, en période sèche, par une transpiration plus faible (Aussenac 1981, Lousteau *et al.* 1990). Lorsque la nappe phréatique est suffisamment proche de la surface, l'absorption racinaire se révèle par des fluctuations de la nappe (Aussenac 1972, Ibrahim *et al.* 1982) et un taux élevé de consommation par la forêt (Oberlin 1986). Des fluctuations journalières du débit en réponse à l'évapotranspiration, ont été observées sur des petits cours d'eau (Callède 1977, Helvey 1972).

L'effet de la forêt sur le débit d'étiage est similaire à celui sur l'écoulement annuel. L'évapotranspiration excédant souvent les précipitations durant l'été, la forêt, par son taux d'évaporation plus élevé accentue les étiages. L'écoulement en août et septembre a augmenté de 10-36% après un feu à l'intérieur (Okanagan) de la Colombie-Britannique (Cheng 1980). La coupe à blanc d'un petit bassin sur la Côte Ouest de l'Île de Vancouver a provoqué une augmentation de 78% du débit journalier minimum (Hetherington 1982). Les coupes au Nouveau-Brunswick (Dickison *et al.* 1981) et en Ontario (Nicolson *et al.* 1982) ont augmenté l'écoulement en août et septembre de 133 à 318%. L'écoulement minimum à partir d'une parcelle coupée à blanc a doublé en Saskatchewan (Kachanoski et De Jong 1982).

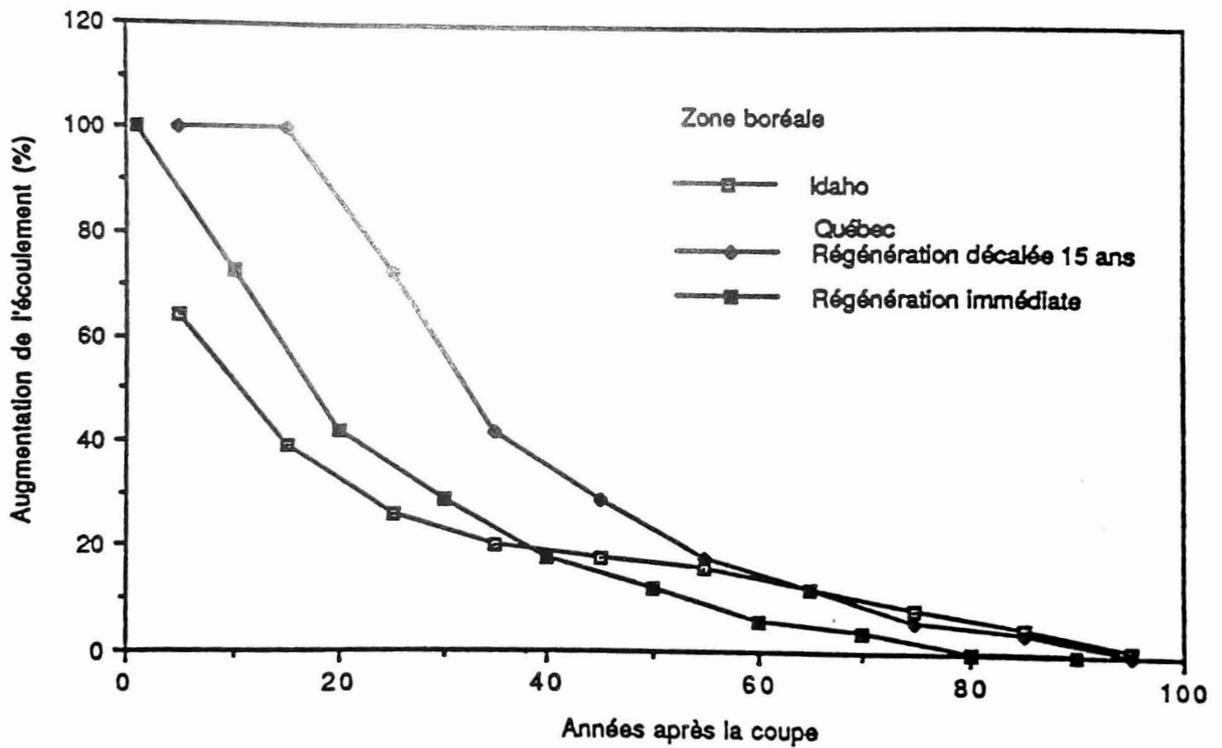


Figure 4.2

Estimé de la diminution de l'augmentation de l'écoulement en fonction du nombre d'années après la coupe pour trois taux de régénération. Zone boréale

La période durant laquelle la coupe se fait sentir sur le débit d'étiage dépend, en plus des conditions climatiques, de la capacité d'emmagasinement du bassin, comme le démontrent les résultats à Coweeta et Fernow où la pluie est uniformément répartie durant toute l'année. À Coweeta en Caroline du Nord, l'augmentation de l'écoulement se prolonge jusqu'en mars (pas de neige en hiver) sur les bassins avec sol épais (plus de 2 m), tandis qu'elle se termine plus tôt sur les bassins recouverts de sols minces. L'augmentation de l'écoulement se fait sentir à partir de juin et représente 100% de l'écoulement durant les mois à débit minimum de septembre à novembre (Swank *et al.* 1988). Par contre, à Fernow (Virginie de l'Ouest) où les sols sont plus minces (Reinhart et Trimble 1962) l'augmentation se produit principalement en été.

Sur les bassins du Mont Lozère dans le sud de la France (1300 m d'altitude et neige en hiver), aucune relation entre la sévérité des étiages et le type de végétation (épinette de Norvège, hêtre, prairie) n'est décelée (Dupraz 1984, Dupraz *et al.* 1984).

Il existe des conditions particulières où le débit d'étiage peut diminuer durant quelques années après la coupe ou un feu. Une diminution de l'écoulement d'étiage a été observée sur la Côte de l'Orégon en conséquence de la réduction du captage du brouillard (Harr 1983). Harr (1983) a aussi observé une diminution du débit causée par une régénération vigoureuse de la végétation feuillue le long des berges (la précipitation en période estivale est faible). Dans le cas particulier d'une forte accumulation de sable et gravier dans le lit d'un cours d'eau, causée par des activités de coupe ou de construction de chemin, l'écoulement superficiel pourrait être réduit même avec une augmentation du débit d'étiage. L'effet sur la faune aquatique serait, de toute évidence, négatif. Selon Cosandey *et al.* (1991), la teneur en eau du sol en forêt étant plus faible que sous les autres couverts, la forêt emmagasine plus d'eau lors des épisodes pluvieux et de ce fait allongerait la période d'étiage. Cette dernière possibilité n'est pas corroborée par le fait que le débit d'étiage hivernal n'est pas augmenté par la coupe en milieu tempéré froid comme au New Hampshire.

Ainsi, les résultats expérimentaux ne corroborent pas la croyance populaire qui veut que la forêt augmente les débits d'étiage. Cependant, divers auteurs ont constaté que l'écoulement des basses eaux était amélioré par le couvert forestier (Bochkov 1970, Dubreuil et Herbaud 1970, Garcynski 1978, 1980b). Cette conclusion est atteinte le plus souvent, en comparant les débits d'étiage avec la proportion de la superficie boisée des bassins. Or, la forêt ayant

tendance à se retrouver dans les zones où les précipitations sont les plus élevées et la forêt pouvant retenir la neige provenant des champs, il s'ensuit un débit d'étiage plus élevé qui n'est pas relié à la modification du couvert à un endroit donné. De plus, pour avoir travaillé avec Garczynski dans le cadre des échanges France-Québec, une analyse des données utilisées permet de constater que les différences de débits d'étiage attribuées à la forêt sont souvent plus faibles que l'erreur de mesure des débits sur les grands bassins utilisés. Une étude par Sopper et Lull (1970), démontre une forte corrélation entre le débit annuel et la proportion de la superficie boisée des bassins du Nord-Est des États-Unis. Cependant, comme l'indiquent les auteurs, cette corrélation est due au fait que la superficie en forêt augmente avec l'altitude et les aires accidentées, puisque les terres basses ont été déboisées pour l'agriculture. Les territoires boisés localisés en altitude reçoivent plus de précipitations. Toutefois, malgré une augmentation du débit annuel avec la superficie boisée, le débit d'étiage en période sans pluie (5% de l'écoulement annuel) s'étend sur une plus longue période lorsque la superficie boisée augmente démontrant la grande utilisation de l'eau par la forêt. En somme, pour bien évaluer l'effet de la coupe sur les étiages, il faut comparer les débits sur un même bassin en présence et en absence de forêt ou utiliser l'approche des bassins jumelés (chapitre 7).

4.5 EFFETS DU REBOISEMENT

Le reboisement réduit l'écoulement en proportion du taux de croissance du peuplement (Bosh et Hewlett 1982, Douglas et Swank 1972, Hibbert 1967). En Afrique du Sud, l'écoulement commença à diminuer quatre ans après la plantation de *Pinus radiata* (Branks et Krombout 1963). Le reboisement, en pins, de quatre bassins en Afrique du Sud dans des proportions de 36, 57, 74 et 98% a diminué l'écoulement annuel de 130 (moy. 8 ans), 260 (moy. 23 ans), 257 (moy. 22 ans) et 304 (moy. 15 ans) mm respectivement. Les réductions annuelles maximales de l'écoulement ont été dans le même ordre de 170, 325, 440 et 400 mm par année (Bosch 1979, Nänni 1970, Van Wick 1977, Wicht 1943). Une réduction maximale de l'écoulement annuel de 403 mm a été obtenue sur un autre bassin de la même région après un reboisement avec de l'eucalyptus sur 100% de la superficie (Van Lill *et al.* 1980).

Le reboisement de 75% de la superficie du bassin Pine Tree Branch au Tennessee a réduit l'écoulement de 76 à 152 mm après 16 ans (TVA 1962). Par contre le reboisement de 34% du bassin Hollow n'a pas modifié l'écoulement annuel (TVA 1961). Au Maryland, le

reboisement total d'un bassin avec du pin a réduit l'écoulement moyen de 223 mm entre la 10^e et la 15^e année après la plantation (Corbett et Spencer 1975). Le reboisement dans des proportions de 35, 47 et 58% de trois bassins dans l'État de New York a réduit l'écoulement annuel de 172, 106 et 130 mm, 25 ans après la plantation avec des conifères (Schneider et Ayer 1961). En Ohio, le reboisement de 70% de la superficie d'un bassin avec du pin a réduit l'écoulement de 35 mm après 19 ans (Harrold *et al.* 1962). L'analyse des données du bassin Wappinger, dans l'État de New York, a démontré une augmentation des débits durant la période de transition entre l'agriculture et la forêt. Cette augmentation a été attribuée à une diminution de l'interception et à la présence d'arbres isolés qui ombrageaient la neige et prolongeaient la période de fonte. Le débit diminua par la suite avec la croissance des arbres (Black 1968).

4.6 EFFETS RELIÉS AUX MODES D'OPÉRATIONS FORESTIÈRES

4.6.1 Réseau routier

L'effet du réseau routier est d'éliminer complètement l'interception et la transpiration provenant de la couverture végétale. Cette réduction des pertes est très peu compensée par l'eau qui s'évapore à partir du sol minéral. Toutefois, le réseau routier n'occupant que 3 à 4% de la superficie du bassin, il n'aura pas d'influence mesurable sur l'écoulement annuel.

4.6.2 Perturbations du sol

Dans les conditions québécoises sur sol épais, les perturbations affectent localement l'écoulement mais ne modifient pas la capacité d'infiltration à l'échelle du bassin. L'écoulement annuel n'est pas affecté. Dans le cas des sols minces ou des pentes fortes, les perturbations auront tendance à réduire la régénération et la croissance et en conséquence de maintenir plus longtemps l'augmentation du débit après la coupe.

4.6.3 Protection de la régénération

En supposant que la hauteur de la régénération laissée après la coupe dépasse 2 m et couvre 70% de la superficie (chiffres approximatifs), on peut s'attendre à ce que l'écoulement annuel augmente un peu moins (-20, -30%) que celui prédit. La durée de l'effet serait aussi réduite

de 10 à 15 ans dans la zone boréale suite au rétablissement plus rapide d'un couvert végétal complet.

4.6.4 Lisières boisées

La superficie occupée par les lisières boisées est trop restreinte pour influencer de façon mesurable l'écoulement annuel. L'enlèvement de la végétation feuillue dans la zone riveraine (< 4% superficie) et son remplacement par de l'herbe a augmenté l'écoulement annuel de 25 mm dans un bassin au Maryland. Cependant, l'effet n'est pas statistiquement significatif (Corbett et Spencer 1975).

5. ÉCOULEMENT DE POINTE

5.1 PROBLÉMATIQUE ET CONSÉQUENCES

Causes: Les débits de pointe sont des écoulements maxima générés par des orages localisés et de courtes durées, des précipitations de longues durées, la fonte de la neige ou de la pluie sur neige fondante. L'augmentation de l'écoulement de pointe peut se produire de deux façons: (1) par un plus grand volume d'eau qui atteint le cours d'eau durant les crues et, (2) par l'eau qui s'achemine plus rapidement entre son point de chute et le cours d'eau. L'effet des opérations forestière sur les débits de pointe est donc traité séparément pour la crue printanière et la crue de pluie en fonction de ces deux modes de genèse. Les mesures à prendre au niveau de l'aménagement varient selon le cas.

Dimension du bassin: La superficie qui limite un petit d'un grand bassin est arbitraire. En relation avec les crues Hewlett (1982) considère qu'un grand bassin a plus de 25 km². Les crues les plus élevées sur les petits bassins sont généralement occasionnées par des pluies très intenses affectant de petites superficies. Ce type de crue affecte les petits bassins mais n'a pas d'effet sur l'écoulement provenant des grands bassins. Le fait que les crues les plus élevées soient occasionnées par la pluie sur les petits bassins n'exclut pas l'effet de la coupe sur l'augmentation du débit de pointe printanier.

Sur un grand bassin, c'est le volume d'eau qui se rend rapidement dans le cours d'eau qui est le facteur le plus important à considérer pour évaluer le potentiel d'augmentation des débits de pointe et d'inondation en aval (Hewlett 1982). Dans le cas des grands bassins, les crues les plus élevées se produisent suite à des précipitations prolongées affectant de grands territoires. Il est à noter que le débit maximum annuel se produit normalement au printemps sur les grands bassins. La pointe est alors associée à des chutes de pluie sur neige fondante ou à la fin de la fonte alors que les réserves en eau du bassin sont près de leur maximum.

Inondations: Avant de discuter des effets des opérations forestières, il est important de souligner que la coupe n'est pas la cause des inondations. Ces dernières originent de conditions météorologiques exceptionnelles. L'effet de la coupe sur les inondations provenant des grands bassins est généralement mineur. Il ne peut être détecté qu'au niveau des petits bassins. Cette conclusion, à laquelle sont arrivés Lull et Reinhart (1972) et Hewlett

(1982), n'est pas modifiée par les études plus récentes effectuées au Canada. La coupe a peu d'effet sur les débits de pointe exceptionnels parce que ces derniers se produisent suite à des précipitations intenses ou de longue durée qui remplissent la capacité de stockage du bassin versant. La capacité de stockage n'est pratiquement pas influencée par la coupe dans les conditions québécoises. Toutefois, les opérations forestières peuvent favoriser l'érosion, les glissements de terrain et l'apport de débris aux cours d'eau. Ces apports augmentent le volume et la masse du mélange et conséquemment les dommages causés par les inondations.

Effet: Au chapitre précédent nous avons démontré que l'écoulement annuel est augmenté par la coupe à blanc. Cette augmentation n'a rien de négatif en soi car elle accroît la quantité d'eau disponible annuellement. Cependant, si cette augmentation de l'écoulement se traduit par une accentuation des débits de pointe, l'effet peut être négatif et il faut tenter de le minimiser. La magnitude des crues printanières et la fréquence des crues estivales sont les deux principaux facteurs à considérer. L'augmentation des débits de pointe au-dessus des niveaux normalement rencontrés peut accroître l'érosion du lit et des berges parce que le cours d'eau est à la recherche d'un équilibre avec le nouveau régime d'écoulement. L'atteinte de ce nouvel équilibre peut entraîner une quantité plus ou moins grande de particules fines selon le contenu en particules fines du sol. Le dépôt de ces particules fines par sédimentation modifie aussi le lit du cours d'eau et le milieu de vie aquatique. À court terme, certains débris peuvent être entraînés dans le réseau hydrographique. La modification de l'écoulement de crue peut avoir un effet important sur la dimension des ponceaux laissés sur les chemins permanents en forêt. La dimension du ponceau peut devenir insuffisante à cause de l'augmentation du débit ou d'une réduction de sa capacité par la déposition de sédiments ou de débris.

Aménagement: Les mesures préventives visant à minimiser l'augmentation des crues dues à la pluie doivent considérer la proportion du bassin coupée à blanc, la distribution des assiettes de coupe et la localisation des aires compactées et du réseau routier. Les aires coupées contribuent à augmenter le débit de pointe parce que la teneur en eau du sol y est plus élevée. Cependant, la présence d'aires imperméables et l'expansion du réseau hydrographique par les fossés des chemins et les sentiers de débardage sont des facteurs plus importants dans la génération de crues plus prononcées. On doit donc disposer le réseau routier et vidanger les fossés de façon à éviter la concentration des écoulements.

Les moyens de mitigation des crues de fontes sont mieux connus quantitativement. En théorie, une coupe à blanc de 50% du bassin par assiettes dispersées permettrait de désynchroniser la fonte et de réduire le débit de pointe. En réalité, le taux de fonte n'est qu'un des trois principaux facteurs à considérer. En second lieu, la recharge des réserves en eau du bassin s'effectue par la fonte de la neige à découvert et en sous-bois quoiqu'il y ait un certain décalage au début. Ainsi, lorsque la fonte est avancée et que la neige est saturée d'eau à découvert et en sous-bois, l'effet d'une chute de pluie est assez similaire dans les deux cas. Enfin, on peut soupçonner que le réseau routier a une certaine importance sur la pointe de crue provenant des petits bassins. À l'échelle des bassins plus grands, il faut viser à désynchroniser les apports des tributaires.

5.2 ÉCOULEMENT DE CRUE DE PLUIE

5.2.1 Génération de l'écoulement de crue

L'écoulement de crue est fréquemment évalué en terme de trois caractéristiques, le débit de pointe, le volume de crue et le temps de réponse (période entre le centre de gravité de l'épisode pluvieux et la pointe) ou la date de la pointe en ce qui concerne la crue printanière.

La coupe augmente la teneur en eau du sol, de sorte que le surplus d'eau disponible pour l'écoulement, en période pluvieuse, est plus élevé sur terrain coupé qu'en forêt. La forêt par son taux d'évapotranspiration élevé, réduit la teneur en eau du sol par rapport à la partie déboisée et de ce fait favorise un débit plus faible lorsqu'il y a précipitation. Le sol étant plus humide après la coupe, l'eau se déplace aussi un peu plus rapidement vers le réseau hydrographique. La présence de surfaces imperméables comme les sols gelés et le réseau routier agit directement sur le temps de ruissellement de l'eau vers le cours d'eau. Toutefois, il n'y a pas de relation simple entre l'aire coupée, le réseau de chemins et l'augmentation du débit de pointe. Il faut tenir compte de la localisation des activités et des divers processus impliqués. À titre d'exemple, une augmentation de la vitesse avec laquelle l'eau est transmise au cours d'eau dans une zone située près de ce dernier aura pour effet de désynchroniser encore plus, les apports d'eau entre la zone près du cours d'eau et celle plus éloignée qui répond plus tardivement. Dans la situation contraire, où la coupe et la construction de routes favoriseraient une transmission plus rapide de l'eau provenant des zones éloignées du cours

d'eau, il pourrait y avoir synchronisation avec l'écoulement provenant des zones à proximité. Ceci aurait pour conséquence d'augmenter le débit de pointe.

Lorsque la précipitation est uniformément distribuée durant l'été, la différence de teneur en eau entre les aires boisées et coupées devrait être maximale vers la fin de la saison de croissance (septembre). En théorie, c'est à cette même période que l'effet de la coupe sur le débit de pointe devrait être le plus élevé. Ainsi, les débits de pointe, qui se produisent lorsque la capacité de stockage du bassin n'est pas complètement utilisée, sont plus affectés par la coupe. Cependant, au fur et à mesure que la teneur en eau du sol se rapproche entre les deux couverts, comme au printemps et à l'automne, l'augmentation du débit de pointe occasionnée par la coupe est proportionnellement plus faible. Un exemple fictif permet de mieux visualiser cette relation (Tableau 5.1).

L'augmentation du débit de pointe de pluie après la coupe, exprimée par classes de débit sur les bassins Maimai en Nouvelle Zélande (Tableau 5.2), illustre la diminution relative de l'effet en conditions plus humides (Pearce *et al.* 1980).

Tableau 5.1. Données fictives illustrant l'augmentation relative du débit de pointe après la coupe en fonction de l'intensité de l'épisode pluvieux.

CHUTE PLUIE	DÉBITS DE POINTE (litre/sec)			POURCENTAGE AUGMENTATION
	BOISÉ	DÉBOISÉ	AUGMENTATION	
faible	10	110	100	1000
moyenne	50	140	90	180
forte	200	360	160	80
extrême	380	400	20	5

arrivent aussi à la conclusion que le débit de pointe augmente avec le pourcentage de l'aire du bassin coupée à blanc à l'intérieur d'une même région, (Reinhart *et al.* 1963, Sopper et Lynch 1970, Johnson et Kovner 1954, Lynch *et al.* 1975, Rothacher 1965, 1971, Harr *et al.* 1975, 1979, Pierce *et al.* 1970) ou brûlée (Anderson et Trobitz 1949, Rallison 1963, Rowe *et al.* 1954). Il y a cependant des exceptions. L'augmentation du débit de pointe sur sept bassins à Hinton en Alberta n'est pas reliée à la proportion de la superficie coupée à blanc (Tableau 5.4). L'enlèvement de la matière organique (Tsukamoto 1975), le scarifiage (Hewlett 1979) et l'aire occupée par le réseau routier (Harr *et al.* 1975) ou compactée (Harr *et al.* 1979) augmentent la pointe du débit. Il semble que le feu accentue l'effet de la coupe (Harr *et al.* 1975, Rich 1962, Brown 1971, Clary *et al.* 1974).

Des coupes couvrant seulement 20% de la superficie du bassin ou moins, lorsqu'il y a compaction, produisent un effet mesurable sur le débit de pointe. Cependant, les augmentations du débit de pointe sont rarement élevées lorsque la coupe ne dépasse pas 40% de la superficie du bassin et que les opérations forestières ne favorisent pas la compaction du sol et l'établissement d'un réseau étendu de drainage superficiel.

La grande variabilité dans les résultats démontre que chaque bassin combiné à son traitement est un cas particulier réduisant ainsi les possibilités d'extrapolation sans tenir compte du réseau routier, des perturbations du sol, de la topographie, du type de sol, de la localisation des coupes et des conditions climatiques particulières se produisant après la coupe.

Reboisement: Le reboisement de 34% d'un bassin cultivé au Tennessee a réduit les pointes estivales d'environ 80% (Tableau 5.3).

Type de couvert: Au Mont Lozère, en France, les débits spécifiques de crue diminuent dans l'ordre des trois couverts suivants: prairie, hêtraie et pessière (Tableau 5.4). L'effet attribué au couvert par Dupraz (1984) a été réévalué par Cosandey (1991) et Cosandey et Allée (1991). Ces derniers ont souligné que le comportement des trois bassins était aussi influencé par la géomorphologie et les dégradations engendrées par les activités humaines et animales dans le cas de la prairie. Dans les Hautes-Fagnes, les crues estivales sont plus élevées sur un bassin couvert d'une pessière poussant sur tourbe peu épaisse par rapport à celles provenant d'une lande sur tourbe épaisse. L'hiver, l'inverse se produit à cause du rôle de l'interception de la pessière alors que la capacité de stockage du sol est remplie dans les deux cas. Les

effets de la coupe sur les débits de crue seraient moindres lorsque le sol est profond (Poncet 1968).

Grand bassin: L'effet des coupes sur les crues de pluie provenant des grands bassins n'a pas fait l'objet d'études spécifiques. Cependant, suite à des études sur une période de 20 ans au Minnesota, Verry (1986) conclut que la coupe soumise au rendement soutenu, n'a pas d'effet sur le débit de pointe de pluie sur des bassins de plusieurs centaines de kilomètres carrés, puisque la coupe ne dépasse pas 2 à 3% de la superficie des grands bassins annuellement et que l'effet de la coupe sur les débits de pointe est de courte durée.

5.2.3 Prédiction pour le Québec (pluie)

En comparant les Tableaux 4.2, 4.4, 5.3, 5.4 et 5.5, il semble que l'hypothèse d'une relation entre les augmentations de l'écoulement annuel et du débit de crue de pluie soit confirmée par les données de Fernow et Leading Ridge mais non par celles de Coweeta. En ce qui a trait aux forêts de conifères, le débit de pointe après la coupe augmente avec l'écoulement annuel en Orégon, mais il n'y a pas de relation en Alberta. Compte tenu des résultats obtenus ailleurs, on peut s'attendre à une augmentation moyenne des débits de crue en période estivale de l'ordre de 100 à 150% sur les petits bassins (< 10 - 20 km²). L'augmentation des débits de pointe due à la coupe sur des bassins dépassant 25 à 50 km² sera à peine perceptible à moins que tout le bassin soit coupé à blanc durant une seule saison. Sur ces derniers bassins, c'est la crue printanière qui est à considérer (section 5.3).

TABLEAU 5.3 Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie dans les Hautes Appalaches

Bassin	Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur	
Caroline du Nord Coweeta	37	44	2244	1583	100% coupé - matériel sur place régénération	Débits de crue moyens Pas d'effet sur les fortes crues	7 0	Hewlett et Helvey 1970
	17	14	1895	775	100% coupé - matériel sur place Régénération coupée		0	Hoover 1945
	19	28	2001	1222	Coupe de la végétation en sous-bois. 22% surface terrière		0	Johnson et Kovner 1954
	7	59			100% coupé	Période de 3 ans	15	Swank <i>et al.</i> 1982
	28	144			77 ha coupé à blanc, 39 ha éclairci	Période de 9 ans	30	Douglas et Swank 1976
Virginie de l'Ouest Fernow	1	30	1524	584	85% de la surface terrière enlevée par coupe à blanc	Saison de croissance - moyenne Maximum faible débit 11 à 143 $l s^{-1} km^{-2}$ Saison de dormance - moyenne	21 1200 4	Reinhart <i>et al.</i> 1963
	2	15	1500	660	36% diamètre limite		0	
	5	36	1473	762	22% sélection extensive	0		
	3	34	1500	635	14% sélection intensive		0	
Pennsylvanie Leading Ridge	43	1016	381	20% coupé à blanc, herbicides	Débits entre 97 et 836 $l s^{-1} km^{-2}$ Moyenne Annuelle Variation	50 -12 à 1700	Sopper et Lynch 1970	
				45% coupé à blanc	Annuellement - moy. Saison de croissance Ouragan Agnès	118 351 7	Lynch <i>et al.</i> 1975	
New Hampshire Hubbard Brook	2	16	1320	710	100% coupé à blanc, herbicide	Débits 230 à 1554 $l s^{-1} km^{-2}$ Saison de croissance Variation	85 -19 à 250	Pierce <i>et al.</i> 1970
						Année Débit 230 à 1554 $l s^{-1} km^{-2}$ Variation	35 -30 à 250	

TABLEAU 5.4

Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie au Canada, au Minnesota et au Mont Lozère en France.

Bassin	Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur		
Alberta				<u>% coupé</u>	<u>Age moyen coupe</u>		Swanson et Hillman 1977		
Hinton	13	1820	525	147	57	9	Débit maximum de l'été	0	
	7	2210	(30% neige)		38	7		37	
	17	1070			56	12		50	
	14	1230			60	9		62	
	5	1970			35	10		69	
	18	1680			46	11		78	
	8	700			37	8		121	
Moy	1526				52	10		60	
Nouveau Brunswick									
Nashwaak	391	1210	800	92% coupé à blanc			Moyenne pour l'été.	59	Dickison <i>et al.</i> 1981
							Ouragan David - débit $480 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$	65	
							Max annuel 1979	71	Dickinson et Daugharty
							Max annuel 1980	38	1983
							Max annuel 1981	26	
Colombie Britannique									
Jamieson	299	3525	2995	19.2% coupé en 6 ans			Pente 75% sur 50% aire	0	Golding 1987
Haney							50% Perturbé	-22	Cheng <i>et al.</i> 1975
Carnation	1000			41% coupé			Assiettes 5-64 ha	n.d.	Hetherington 1982,1987
H Creek	12			90% coupé				20	Hetherington 1982
Ontario									
Kenora		635	166	100% coupé			Après 4 ans	Aug.	Nicolson <i>et al.</i> 1982
Minnesota									
Marcell	34	762	193	75% coupé peuplier Tourbière non coupée			Volume aug. 200% durant 2 ans		Verry 1986
							Pointe aug. durant 5 ans		Verry <i>et al.</i> 1983
							Retour 2 ans: de 77 à $131 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$	70	
							Retour 10 ans de 208 à $558 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$	168	
Mont Lozère									
Cloutasses	81	1982	1646	Prairie			Débit spécifique Prairie/conifères	220	Dupraz 1984
Sapine	54	1808	1327	Hétraie			Débit spécifique Hétraie/conifères	140	
Latte	19	1951	1400	Conifères			Pour comparaison		
Québec									
Eaux Volées	120	1453	1108	31% coupé			Trouées	0	Plamondon et Ouellet 1980

TABEAU 5.5 Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie à différents endroits dans le monde

Bassin	Aire (ha)	P annuel (mm)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur	
Georgie								
Grand Forest	33	1219	467	100% coupé à blanc Scarification et plantation	Petites crues Grandes crues	0 100 0	Hewlett 1979	
Tennessee								
White Hollow	694	1184	460	34% reboisé pins et protection	Reboisement été hiver petites crues hiver fortes crues	-73 -92 -23 -5	TVA 1961	
Utah								
Beaver Creek	W1	134	457	20	100% arraché et brûlé Juniperus	Pointe de 4905 ls ⁻¹ km ⁻² à 7630 ls ⁻¹ km ⁻² (Tr=125 ans)	56	Brown 1971 Clary <i>et al.</i> 1974
	W3	146	457	18	100% herbicide Juniperus Osteosperma	Pointe de 4360 ls ⁻¹ km ⁻² à 6540 4360 ls ⁻¹ km ⁻² (Tr= 50 ans)	25	
	W6	42	508	80	100% coupé Juniperus Deppeana Régénération restreinte	Pointe de 5995 ls ⁻¹ km ⁻² à 6540 ls ⁻¹ km ⁻² (Tr= 40 ans)	9	
Arizona								
South Fork	129	813	86	Feu de cime	1 ^{er} été	500 à 1500	Rich 1972	
Californie								
Nord	1655			50% Brûlé	Pointe de 1467 à 2141 ls ⁻¹ km ⁻²	46	Rallison 1963	
	?			100% brûlé	Durant les 1 ^{ères} pluies importantes	300	Rowe <i>et al.</i> 1954	
	0.25 à 523			10% brûlé	Étude par régression	20	Anderson et Trobitz 1949	
				20 % 30% 40%		55 100 140		
Mississippi	?	1422 1435	207 143	Champs abandonnés feuillus	Par rapport au bassin boisé	100	Ursic et Thames 1960	

TABLEAU 5.5

Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie à différents endroits dans le monde (suite)

Bassin		Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur
Mississippi	I	1.07	1354	127	Brûlage contrôlé et plantation de pins	Moyenne 371 ls ⁻¹ km ⁻² Maximum 2148 ls ⁻¹ km ⁻²	47 94	Ursic 1969 (tab. II)
		0.98	1354	127	" "	Moyenne 501 ls ⁻¹ km ⁻² Maximum 1302 ls ⁻¹ km ⁻²	131 82	
Orégon								
Côte du Pacifique		Coupe à blanc				Automne sol plus ou moins sec Hiver sol humide	90	Krygier et Harr 1972
H. H. Andrews	3	101	2388	1346	33% coupé à blanc		0	Rothacher 1965
	1	96	2388	1346	100% coupé à blanc	Faibles crues < 1504 ls ⁻¹ km ⁻² Fortes crues > 1504 Pointe annuelle	-40 à 150 0 0	Rothacher 1971 Harr et McCorison 1979
Alsea								
Deer Creek	4	16	2540	1930	90% coupé à blanc	Débit de crue moyen Tr= 2.33 ans Automne	123	Harr <i>et al.</i> 1975
Needle branch		71	2540	1880	5% routes 82% coupé et brûlé	Automne Automne Crues plus importantes Tr= 25 ans	0 160 17	Harris 1973
Deer Creek	4	56	2540	1930	3% route	Débit de crue moyen Tr= 2.33 ans Hiver	0	Harr <i>et al.</i> 1975
	3	40			30% 12% routes 65% coupé	Hiver Hiver Hiver	20 56 65	

TABEAU 5.5 Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de pluie à différents endroits dans le monde (suite)

Bassin	Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur
Coyote et Alsea		1229	627	5% du bassin compacté	Pour un débit maximum sur le bassin non perturbé de $1090 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$	10	Harr <i>et al.</i> 1979
						25	
						50	
Japon				Enlever la matière organique	Pour une précipitation > 100 mm	168	Tsukamoto 1975
Kamabuchi	2.5	2616	2075	100% coupé à blanc	Fortes pluies Pluie 2-10 mm/hre 10-20 20-50	20 16-205 25-38 84-283	Maruyama et Inose 1952
Tatsunukuchiyama	17.3	1400	800	80% végétation tuée par typhon	Pluie 2-10 mm/hre	70-974	
Kitatani				Coupe à blanc	Pluie 10-20 mm/hre 20-50	124-141 62-13	
Nouvelle Zélande							
Maimai	7	4.1	2600	1550	100% coupé à blanc et brûlé	Classe de Débit	Pearce <i>et al.</i> 1980
						200-499 $\text{ls}^{-1}\text{km}^{-2}$	
						500-999	50
						1000-2000	30
	9	8.3		75% coupé à blanc	200-499	55	
					500-999	41	
					1000-2000	32	

5.3 ÉCOULEMENT DE POINTE EN PÉRIODE DE FONTE AVEC OU SANS PLUIE

La modification, par la coupe, de l'écoulement de pointe printanier est principalement reliée aux processus d'accumulation et de fonte de la neige, de gel du sol qui peuvent favoriser l'écoulement superficiel et de la teneur en eau de la neige lors des pluies. La complexité de la génération des crues printanières est démontrée par Beaudry (1984), qui a trouvé en Colombie-Britannique que l'écoulement produit par la pluie au printemps était plus élevé dans la coupe qu'en forêt, lorsqu'il n'y avait pas de neige interceptée sur les cimes des arbres. En présence d'interception sur le couvert forestier, les taux d'écoulement devenaient égaux entre les deux types de couvert. On suppose que la neige sur les cimes fondait plus rapidement qu'à découvert, compensant ainsi le taux plus faible de fonte en sous-bois.

5.3.1 Accumulation de la neige

L'accumulation varie entre les types de forêts et les superficies des espaces découverts. Les différences d'accumulations sont reliées à l'interception et à la distribution de la neige qui est fortement influencée lors de sa chute par la turbulence de l'air. La redistribution de la neige après sa chute, l'interception et la fonte de la neige en période d'accumulation du couvert nival sont très fortement influencées par les conditions climatiques locales, ce qui explique les résultats variables obtenus.

La distribution de la neige au sol est très hétérogène et le niveau d'hétérogénéité est similaire entre les espaces découverts et boisés (Braun 1990). En milieu découvert plusieurs auteurs (Braun 1990, Filion et Payette 1976, Plamondon *et al.* 1984a) ont démontré une densité plus élevée de la neige qu'en sous-bois. Selon Braun (1990), les cycles de gel-dégel seraient responsables de cette densification. Cependant, Petit (1985) trouve au contraire, dans les Ardennes, une densité plus élevée en sous-bois causée par la neige qui glisse des branches et le regel de l'eau qui a dégoutté des cimes.

En général, l'accumulation au sol est inversement proportionnelle à la densité du couvert (Daugharty 1984, Fréchette 1968, Plamondon *et al.* 1984a). Daugharty (1984), au Nouveau-Brunswick, et Fréchette (1968), au Québec, ont démontré que les peuplements feuillus dispersés dans la forêt coniférienne accumulent plus de neige. Aussi, la neige poudreuse tombée en terrain découvert peut être soufflée et accumulée dans la forêt adjacente. Dans le

massif de la Chartreuse en France, l'épaisseur de la neige à découvert atteint souvent le double de celle sous les forêts denses d'épinettes (Crécy 1968). Bochkov (1970) a mesuré, en milieu plat, des accumulations de neige en bordure de la forêt pouvant atteindre 6 fois celles de la steppe.

La différence d'équivalent en eau de la neige entre la forêt et les assiettes de coupe est d'environ 30-35% dans l'Ouest canadien et américain (Golding et Swanson 1978, Toews et Gluns 1986, Troendle et Meiman 1984). Cette différence est presque totalement due à la sublimation dont la valeur moyenne est estimée à 30% de la chute de neige (Schmidt et Troendle 1992). Ces auteurs ont donc trouvé que la sublimation représente plus de la moitié du 50% de la chute de neige qui est retenue temporairement sur les cimes. On estime que la sublimation de la neige dans la forêt boréale du nord de l'Ontario est de 66 mm (10% de P) par année (Schmidt et Troendle 1992). Dans les Ardennes belges soumises aux advections d'air chaud océanique, Petit (1985) a mesuré que la proportion de la neige évaporée durant l'hiver atteignait 35% dans une pessière et 20% dans une hêtraie. L'équivalent en eau de la neige dans des ouvertures circulaires en Alberta était plus élevé qu'en forêt (Golding 1982). Le gain était de 30 à 40% pour des ratios D/H (Diamètre de la coupe/Hauteur des arbres) de 1 à 6 et de 10 à 20% pour des ratios de 7 à 12. La différence d'équivalent en eau de la neige entre une grande trouée ($D/H > 10$) et la forêt ne dépasse pas 10% à la Forêt Montmorency (Tableau 5.6). En raison d'un climat plus doux dans le sud-ouest du Québec, on peut s'attendre à des différences de 10 à 20% en faveur du découvert.

Lorsque la superficie coupée est étendue, la couverture de neige peut être réduite par la sublimation dans le Moyen Nord (Payette *et al.* 1973) ou la fonte au Nouveau-Brunswick (Daugharty et Dickison 1982).

5.3.2 Fonte de la neige

Les principaux facteurs qui causent la fonte de la neige sont le rayonnement solaire, la chaleur sensible provenant des masses d'air chaud, le rayonnement de longues longueurs d'ondes provenant de la végétation et de l'atmosphère, et la chaleur de condensation. La forêt réduit le taux de fonte parce qu'elle protège la neige du rayonnement solaire et de la chaleur sensible des masses d'air déplacées par le vent. Ainsi, à la même date, la neige fond plus rapidement sous les feuillus que sous les conifères (Daugharty et Dickison 1982). Elle fond encore plus

rapidement si elle est retenue sur les cimes (Beaudry 1984). Dans un peuplement de pin lodgepole en Alberta, la fonte était plus lente dans des ouvertures dont le diamètre est une fois la hauteur des arbres, mais elle était plus rapide dans celles dont le diamètre était trois fois la hauteur des arbres (Golding 1981). Dans le sud de l'Alberta, le taux de fonte était aussi plus faible dans les petites clairières d'une forêt de peuplier qu'en sous-bois (Swanson et Stevenson 1971). La fonte est cependant plus rapide dans les grandes ouvertures qu'en sous-bois à cause de l'exposition au soleil et des apports de chaleur par advection (Plamondon *et al.* 1984a, Stanton 1966).

Tableau 5.6 Équivalent en eau maximum de la neige en sous-bois sur le bassin du lac Laflamme, en fonction de l'altitude et de l'exposition (Plamondon *et al.* 1984a).

SITE	ÉQUIVALENT EN EAU (cm)	
	1981 et 1982	1985 à 1987
Découvert Station 100	31	-
Sous-bois Bassin (moy)	29	30
Exposition sud	28	30
Exposition nord	30	30
Haut du bassin	29	31
Bas du bassin	29	28

La coupe accélère la fonte et avance la date à laquelle la neige disparaît. La neige disparaît plus tôt dans les ouvertures (excepté les petites à cause de l'ombrage) qu'en forêt malgré une plus grande accumulation (Daugharty et Dickison 1982, Stanton 1966). Par comparaison

avec la neige dans les grandes ouvertures, la neige en forêt a persisté durant deux semaines de plus en Alberta (Stanton 1966) et de deux à quatre semaines de plus sous un couvert dense exposé au nord dans la Forêt Montmorency (Plamondon *et al.* 1984a). On doit souligner ici que le taux de fonte en sous-bois en avril ou mai peut être plus élevé que le taux de fonte à découvert en mars ou avril. Le maintien d'une couverture de neige plus tardive en sous-bois explique en partie l'occurrence de crues printanières plus élevées à partir de bassins boisés par rapport aux bassins agricoles ou coupés.

5.3.3 Gel du sol et écoulement

Les connaissances actuelles ne nous permettent pas de prédire l'effet de la coupe sur le gel du sol et par conséquent son effet sur l'écoulement superficiel. Il semble que le gel de surface soit associé à la présence de la sphaigne à la Forêt Montmorency. La genèse des débits de pointe dépend fortement des conditions climatiques et l'auteur ne connaît pas d'étude comparative en ce domaine entre la forêt et la coupe effectuée au Québec. L'effet de la coupe sur le gel du sol en période de fonte doit donc être étudié pour définir des prescriptions d'aménagement.

Divers auteurs considèrent que la couverture forestière et la couche de matières organiques contribuent à isoler le sol contre le gel qui est généralement peu profond en forêt (Price et FitzGibbon 1982, Sahi et Courtin 1983). Cependant, Plamondon et Grandtner (1975) ont mesuré du gel plus profond en sous-bois, qu'ils ont attribué à l'épaisseur plus faible de la neige en forêt. Ainsi, la forêt est plus efficace pour réduire la fonte que le gel du sol. Dans ces conditions, la coupe peut réduire ou augmenter le gel du sol selon son effet sur la couche de neige. De plus, le gel sera d'autant plus compact que la teneur en eau lors du gel à l'automne sera élevée. La coupe devrait favoriser une teneur en eau du sol plus élevée lors du gel à l'automne. Les observations à la Forêt Montmorency illustrent la complexité du phénomène de l'écoulement relié au gel. Roberge et Plamondon (1987) ont observé, en 1981 et 1982, que l'épais couvert de neige à la Forêt Montmorency empêche la température du sol de descendre sous $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$ et la pénétration du gel à plus de 20 cm de profondeur. Ils ont trouvé que la crue printanière était reliée à la remontée de la nappe phréatique jusqu'en surface du sol. Les recherches, de 1985 à 1987, toujours en milieu boisé à la Forêt Montmorency, ont démontré l'existence de gels nocturnes causant la formation d'une couche de glace à la surface du sol sur les plaques dégagées de neige vers la fin de la période de fonte (Barry *et al.*

1990a,b, Prévost *et al.* 1990). Cette couche de glace occasionnait de l'écoulement de surface qui correspondait à la pointe printanière de l'écoulement. En 1990, les caractéristiques climatiques ayant été différentes, c'est à la base du couvert neigeux et dans la couche de matière organique que la glace a été observée (S. Proulx, communication personnelle).

5.3.4 Débit de crue de fonte

Pour les fins du présent travail, certains résultats d'étude ont été regroupés, par régions, aux Tableaux 5.7, 5.8 et 5.9. Il s'agit des résultats provenant de la zone feuillue des Hautes-Appalaches, de ceux provenant du Canada incluant le Minnesota et de plusieurs études dans les forêts de conifères des États-Unis.

Magnitude: À Hubbard Brook au New Hampshire, la coupe à blanc sur 100% de la superficie a pour effet, selon les années, de diminuer (jusqu'à -66%) ou d'augmenter (jusqu'à 45%) le débit de pointe de fonte. L'effet des coupes de 20 à 85% de la superficie en Virginie et en Pennsylvanie se situe à l'intérieur de ces limites (Tableau 5.7). Le débit de pointe de fonte change de -60% après la coupe de 92% de la superficie au Nouveau-Brunswick et de 240% au Minnesota suite à une coupe sur 75% de la superficie d'un bassin (Tableau 5.8). Ailleurs aux États-Unis, on retrouve pour des coupes totales des variations du débit de pointe de -50 à 150% (Tableau 5.9).

La variation temporelle des conditions climatiques printanières influence fortement les effets de la coupe, comme le démontre les études présentant des résultats pour plusieurs années (Sopper et Lynch 1970, Pierce *et al.* 1970, Verry 1972, Anderson 1976, Bailey 1948, Goodell 1958). La coupe à blanc, en exposant la neige au rayonnement solaire, provoque une fonte plus hâtive et des taux de fonte plus élevés en début de saison par rapport aux surfaces boisées. Ainsi, la coupe tend à augmenter la pointe tôt au printemps et à réduire celle qui se produit tardivement. Cette diminution est causée par la disparition plus hâtive de la neige (Dickison *et al.* 1981, 1983, Hornbeck et Pierce 1969, Swanson et Hillman 1977). Il est à noter que la pointe printanière, lorsqu'elle se produit de façon hâtive, a tendance à être plus faible que celle qui se produit tard en saison.

TABLEAU 5.7 Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de fonte dans les Hautes Appalaches

Bassin	Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur
Virginie de l'ouest Fernow	30	1524	584	85% de la surface terrière enlevée par la coupe à blanc	Fonte de la neige de 556 à 1414 $l s^{-1} km^{-2}$	-25	Reinhart <i>et al.</i> 1963
Pennsylvanie Leading Ridge	43	1016	381	20% coupé à blanc, herbicide 45% coupé à blanc		18 29	DeWalle et Lynch 1975
New Hampshire Hubbard Brook	16	1230 (30% neige)	900	100% coupé à blanc, herbicide	Fonte seulement, débits 368 à 587 $l s^{-1} km^{-2}$ Variation Fonte et pluie, débit 98 à 1082 $l s^{-1} km^{-2}$ Variation Début fonte Fin fonte	8 -66 à 45 0 -43 à 38 39 -66	Pierce <i>et al.</i> 1970 Hornbeck et Pierce 1969

TABLEAU 5.8 Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de fonte au Canada et au Minnesota

Bassin	Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur
Colombie Britannique							
Palmer Creek				50% brûlé		16	Cheng 1980
Jamieson	299	3525	2995	19.2% coupé en assiettes	Pente 750% sur > 50% aire	13.5	Golding 1987
Nouveau Brunswick							
Nashwaak	391	1210	800	92% coupé à blanc	Fin de la période de fonte - approximatif	-60	Dickison <i>et al.</i> 1981 Dickison et Daugharty 1982
Québec							
Eaux-Volées	120	1453	1108	31% coupé à blanc par trouées	Crue annuelle de fonte	-12 à 40	(non publié)
Alberta							
				<u>% coupé</u>	<u>Age moyen coupé</u>	<u>% fonte de fonte plus pluie</u>	Swanson et Hillman 1977
Hinton	5	1970	525	35	10	11	
	8	700	(30% neige)	37	8	24	
	14	1230		60	9	32	
	13	1820		57	9	56	
	7	2210		38	7	66	
	18	1680		46	11	100	
	3	1640		84	8	125	
	17	1070		56	12	200	
	Moy.	1540		52	10	75	
Cabin Creek	212	840	310	20% par assiettes	75% neige	n.d.	Golding 1980
Streeter	136	(560)	8	23% (peuplier) par assiettes	Peuplier (66%), herbes (33%), 30% neige	78	Golding 1981
Minnesota							
Marcell Forest	34	772	193	25% coupé - Peuplier partie haute	1 ^{ère} année ($Q_{max} = 7.7 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$)	-35	Verry 1972
		(25% neige)		75% coupé - Peuplier partie haute	2 ^{ème} année ($Q_{max} = 17.8 \text{ ls}^{-1}\text{km}^{-2}$)	100	
					Après 9 ans (Durée 15 ans)	240	Verry 1986

TABEAU 5.9 Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de fonte aux États-Unis.

Bassin	Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur	
Idaho								
Clearwater				18% brûlé	Fonte	11	USDA For. Serv. 1950	
Horse Creek	12	83	1168	36.6% (coupé par assiettes)	Pluie sur neige fondante - Pointe instantannée. Bassin 12 libre de neige 2 semaines avant les autres.	n.s.	King 1989	
	14	62	478	29,2		20		
	16	22	538	25.0		35		
	18	85	658	33.4				
White River	197400	---	265	Épidémie insecte Exposé Sud	Surface terrière de 34 m ² /ha à 10 m ² /ha	27	Bethlamy 1975	
Yampa River	156400	---	265	Épidémie insecte Exposé Sud	Période de 25 ans	4	Bethlamy 1975	
Colorado								
Wagon Wheel Cap	81	536 (50% neige)	157	100% coupé et brûlé	Fonte	1 ^{ère} année	-50	Bailey 1948
						2 ^{ème} année	-50	
						7 ^{ème} année	0	Leaf 1975
						Moyenne de 7 ans	20	
Deadhorse								
North Fork	41	(762?)	521	36% petites assiettes	de 266 à 39.6 ls ⁻¹ Avance de la pointe de 4 jours (n.s.)	50	Troendle et King 1987	
Oregon								
Elgin	1	1429		ET= 1050	43% coupé en 2 blocs	0	Fowler <i>et al.</i> 1987	
	2			947	50% éclairci	0		
	4			961	22% petites assiettes	0		
Washington								
McCree Creek	514	580 (70% neige)	112	100% feu naturel	La 2 ^{ème} année de 32 à 80 ls ⁻¹ km ⁻²	150	Helvey 1980	

TABEAU 5.9 Effets de la coupe ou du feu sur les débits de pointe de fonte aux États-Unis (suite)

Bassin	Aire (ha)	P annuel (nn)	Q annuel (mm)	Traitement	Remarques	Changement Débit pointe (%)	Auteur	
Côte Ouest des États-Unis	variable			Coupe par grandes trouées	Fonte avec pluie Q ₁₀₀	6	Anderson 1960	
					Q _{2.33}	20		
					Pour 1 km ² de coupe Q augmente de 1123 ls ⁻¹ km ⁻²		Anderson et Hobba 1959	
Oregon								
Grands bassins				45% brûlé et mal régénéré		30	Anderson 1952	
Trask et Wilson				Partiellement brûlé 1933	1 ^{ère} année	45	Anderson 1976	
Riv.					7 ^{ème} année	10		
H. J. Andrews	3	101	2388	1346	100% coupé à blanc	Fonte avec ou sans pluie	-36	Harr et McCorison 1979
Coyote Creek	1	69	1229	627	100% coupé à blanc	Pour les débits plus grands que 220 ls ⁻¹ km ⁻²	47	Harr <i>et al.</i> 1979
	2	68			30% coupé à blanc par trouées		10	
	3	50			100% coupé à blanc		36	
Bull Rum								
Fox Creek	1	59	2730	2390	25% coupé par trouées	Faible topographie	0	Harr 1980
	3	71	(20% neige) 2710		25% coupé par trouées		0	

Au New Hampshire, l'effet de la coupe sur le débit de pointe semble plus élevé en présence de la fonte seulement par rapport à la fonte accompagnée de pluies (Pierce *et al.* 1970). La réduction du débit de pointe (Tableau 5.8) de 60% sur un bassin (Nouveau-Brunswick) coupé à blanc sur 92% de sa superficie (Daugharty et Dickison 1982) et l'augmentation de la pointe de 200% provenant d'un bassin (Alberta) dont les assiettes de coupe couvrent seulement 56% de sa superficie (Swanson et Hillman 1977), soulignent encore une fois la difficulté de généraliser les effets de la coupe sur les débits de pointe. Les caractéristiques du bassin et les conditions climatiques du site se conjuguent pour produire des réponses hydrologiques variées.

Grands bassins: Le déboisement intense du bassin de 95 300 km² donnant naissance au Mississippi (St-Paul, Minnesota), entre 1869 et 1910, a augmenté le débit de crue annuelle de 45%. Selon Verry (1986), la mise en culture permanente des 2/3 de la superficie des bassins des grandes rivières du Minnesota devrait augmenter de 50 à 100% les débits de pointe avec périodes de retour de 2.3, 10 et peut être 30 ans. Une épidémie d'insecte a causé la mort de 80% des arbres représentant 70% de la surface terrière sur les bassins White River (1974 km²) et Yampa (1564 km²) au Colorado. L'augmentation moyenne de l'écoulement de pointe a été respectivement de 27% (significatif) et 4% (non significatif). Le premier bassin est exposé au nord. La mort des arbres cause une plus grande augmentation de l'énergie solaire au niveau de la neige sur l'exposition nord et serait responsable de la différence de réponse entre les deux bassins (Bethlamy 1975).

Proportion du bassin coupée à blanc: À l'intérieur d'une même région, l'augmentation du débit de pointe s'accroît généralement avec la superficie coupée à blanc (DeWalle et Lynch 1975, Verry 1972, Anderson et Hobba 1959), quoique cette tendance n'est pas toujours confirmée comme l'indiquent les résultats de Swanson et Hillman (1977) en Alberta (Tableau 5.8). L'étude de Anderson et Hobba (1959), montre une augmentation des débits d'inondation durant la fonte avec pluie en relation avec les aires déboisées en Orégon. Il est généralement admis que la coupe par trouées désynchronise la fonte et que les pointes les plus élevées sont réduites plutôt qu'augmentées (Goodell 1958, Leaf 1975, Satterlund et Eschner 1965, Satterlund 1972, Verry 1972). Cependant, lorsque les parcelles de coupe sont petites et distribuées sur le bassin, l'accumulation plus grande de la neige contrebalance l'effet des taux de fonte plus élevés et la neige peut disparaître en même temps sur les deux types de

surface (Leaf 1975). Dans ce cas, la pointe peut se produire tardivement et augmenter même après une coupe partielle du bassin.

À Fool Creek au Colorado, la coupe à blanc par trouées de 39% de la superficie a augmenté de 50% le débit de pointe relativement faible de la première année après la coupe. Par contre, le traitement a réduit de 23% la pointe relativement élevée de la deuxième année. L'effet moyen sur une période de 12 ans a été une réduction de la pointe de 3% (Leaf 1975). En Idaho, la coupe par petites assiettes couvrant 37% de la superficie du bassin a réduit la pointe, quoique le changement n'était pas significatif (King 1989). Par contre, dans trois bassins adjacents coupés dans une proportion de 25 à 33% ,les augmentations des pointes instantanées ont varié entre 25 et 70%. Dans une région avec couverture nivale en Orégon, trois bassins ont subi respectivement les traitements suivants: deux assiettes de coupe à blanc (3.6 et 8.5 ha) totalisant 43% du volume de bois, 10 assiettes de coupe à blanc (0.8 à 2.4 ha) totalisant 22% du volume et une coupe d'éclaircie de 50% du volume (Fowler *et al.* 1987). Les débits de pointe n'ont pas été modifiés dans aucun des bassins.

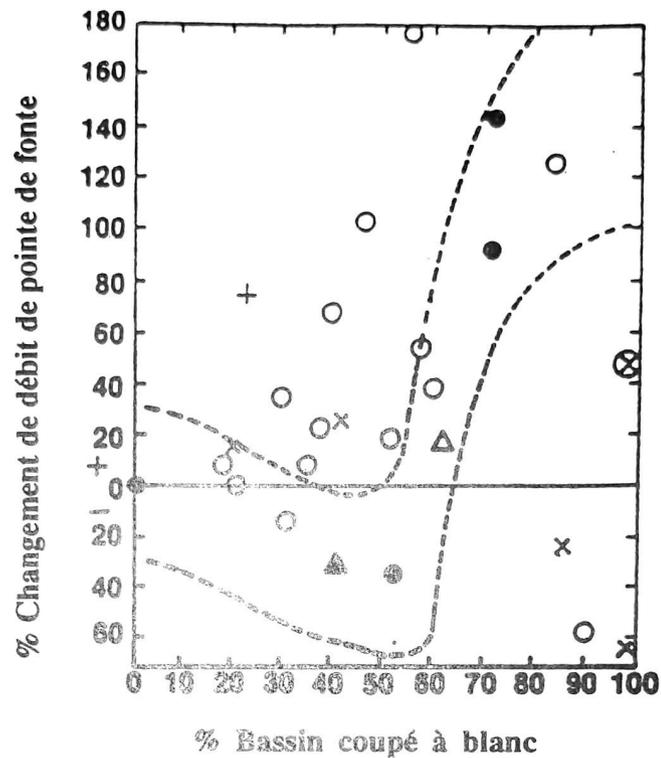
L'augmentation du débit de pointe a été de 16% après un feu qui a détruit 50% du couvert (superficie) d'un bassin en Colombie-Britannique (Cheng 1980). En Alberta, des augmentations de 11 à 200% ont été mesurées après la coupe partielle couvrant 35 à 84% de la superficie des bassins (Golding 1981, Swanson et Hillman 1977). La coupe partielle couvrant 20% du bassin Marmot Creek en Alberta (Golding 1980) n'a pas eu d'effet sur le débit de pointe. D'une manière similaire, la coupe sur 31% d'un bassin versant à la Forêt Montmorency a eu pour effet de modifier de -12 à 40% les débits de pointe. L'effet de la coupe peut donc se produire dans les deux sens selon que l'on favorise la synchronisation ou la désynchronisation de l'écoulement.

5.3.5 Prédiction pour le Québec

En considérant l'ensemble des études, il semble qu'une coupe partielle, qui ne dépasse pas 50% de la superficie du bassin, permet de réduire ou de maintenir à son niveau naturel l'écoulement de pointe. Dès que la superficie coupée dépasse 50%, on obtient de façon générale des débits de crue de fonte plus élevés. Ces conclusions sont valides pour les conditions climatiques printanières les plus fréquentes. Des conditions particulières peuvent avoir pour effet de générer une crue plus élevée en milieu boisé qu'en milieu coupé.

Au Québec, la seule étude disponible porte sur l'effet de la coupe partielle couvrant 31% de la superficie d'un bassin à la Forêt Montmorency. Une observation préliminaire des données durant les cinq années suivant la coupe indique que le débit de pointe a varié entre -12 et 40%. En ce qui concerne la coupe totale, l'augmentation de la pointe d'écoulement devrait varier de 100 à 200% sur la majorité des petits bassins d'ordre 1. Ceci ne se traduit pas par une augmentation correspondante de la crue sur les grands bassins parce que la pointe instantannée provenant de chaque petit bassin n'est pas transmise au même moment à l'exutoire du grand bassin. Pour les fins d'aménagement, il est important de se référer à la discussion de la section 5.3.4 portant sur la coupe partielle et le débit de crue de fonte.

La présence d'une mosaïque de couverts forestiers et d'assiettes de coupe favorise la désynchronisation de la fonte (Federer *et al.* 1972) et par conséquent une réduction des débits de pointe. Cependant, la coupe, même restreinte en superficie, peut être localisée de manière à favoriser la synchronisation de la fonte avec les parties boisées et augmenter la pointe du débit. À partir des résultats des études (peupliers sur un petit bassin et des grands bassins formant la source du Mississippi au Minnesota, Verry (1986) a proposé une relation entre la proportion du bassin coupé à blanc et le changement de la pointe de l'écoulement de fonte (Figure 5.1). Les lignes pointillées représentent les limites de l'effet dans la relation proposée par Verry (1986).



Tiré de Verry 1986

- lignes limites du modèle pour le Minnesota.
- ▲ tête du Mississippi avant la colonisation.
- Δ tête du Mississippi en 1977 (Conversion permanente de 33% du bassin en agriculture)
- ◡ tête du Mississippi en 1908 alors que tout le bassin (67% forêts) avait été coupé ou brûlé (Il s'agissait sans doute de coupe d'écrémage).
- diverses années sur un petit bassin expérimental.

Tiré des tableaux 5.7 et 5.8

- + coupe de peupliers en Alberta (plaine)
- x coupe de feuillus dans les Hautes Appalaches
- o coupe de résineux à divers endroits au Canada

Figure 5.1 Relation entre la proportion du bassin coupé à blanc et le changement du débit de pointe de crue de fonte.

Cette relation démontre que les coupes dont la superficie totale ne dépasse pas 50% du bassin ont tendance à réduire le débit de pointe de crue de fonte.

5.4 DURÉE DE L'EFFET

5.4.1 Pluie

En général, l'effet de la coupe sur le débit de pointe diminue avec la régénération après 5 à 10 ans (Lull et Reinhart 1972) et avec le rétablissement des sols perturbés et compactés (Harr *et al.* 1979). Dans certains cas, les modifications au système de microdrainage peuvent persister de 30 à 70 ans (Rowe *et al.* 1954).

5.4.2 Fonte

L'effet sur les débits de pointe en période de fonte dure aussi longtemps que l'aire coupée modifie l'accumulation et l'exposition de la neige. Cette période peut être estimée entre 15 à 25 ans dans la forêt boréale du Québec. Dans le cas de la forêt feuillue, l'effet de la coupe sur le débit de pointe de fonte devrait être moindre et ne persister qu'une dizaine d'années.

5.5 EFFETS RELIÉS AUX MODES D'OPÉRATIONS FORESTIÈRES

5.5.1 Réseau routier

La superficie occupée par le réseau routier et les aires compactées peut avoir un effet mesurable sur l'écoulement de pointe (Tableau 5.10) tel que démontré par les études de Harr *et al.* (1975, 1979). Ce réseau de sentiers et de fossés agit comme une extension du réseau hydrographique. Le réseau routier a causé une augmentation de 22% des débits de pointe moyens à Carnation Creek en Colombie-Britannique (Hetherington 1982) et a contribué aux augmentations dans le cas de l'étude près de Hinton en Alberta (Swanson et Hillman 1977). Les changements occasionnés sur les débits de pointe par le réseau routier devraient durer plus longtemps que ceux reliés à la coupe.

L'effet du réseau routier n'a pas été étudié au Québec. Le réseau routier pourrait augmenter le débit de pointe en acheminant rapidement l'eau d'une partie éloignée du bassin vers

l'exutoire. Un chemin à flanc de versant peut intercepter l'écoulement hypodermique (latéral) et augmenter le volume d'eau qui provient de l'expansion des aires qui contribuent à l'écoulement rapide.

Tableau 5.10. Effet des aires compactées sur l'écoulement de pointe de pluie en Orégon.

BASSIN	TRAITEMENT	CHANGEMENT DU DÉBIT DE POINTE (%)
-----	-----	-----
Needle Branch	Routes sur 5% de la superficie	0
Deer Creek		
(bassin 4)	Routes sur 3% de la superficie	0
(bassin 4)	Routes et coupes sur 30% de la superficie	20
(bassin 3)	Routes sur 12% de la superficie	56
(bassin 3)	Routes et coupes sur 65% de la superficie	65
Coyote et Alsea	Compacté sur 5% de la superficie	10
	Compacté sur 10% de la superficie	25
	Compacté sur 15% de la superficie	50

5.5.2 Perturbations du sol

Une étude conduite à Haney en Colombie-Britannique a démontré une diminution de 22% du débit de pointe après la coupe à cause des perturbations des canaux naturels dans le sol et des débris dans le cours d'eau ralentissant l'écoulement (Cheng *et al.* 1975). La fermeture de ces canaux en surface force un déplacement plus lent de l'eau à travers la matrice du sol.

5.5.3 Coupe avec protection de la régénération

Les coupes avec protection de la régénération réduisent le nombre de sentiers de débusquage. Cependant, les sentiers sont utilisés plus fréquemment ce qui laisse des ornières plus profondes et plus continues sur le terrain. Il y a donc risque d'augmenter la vitesse de transmission de l'eau vers le réseau hydrographique. Ceci implique nécessairement que les sentiers de débusquage sont connectés hydrologiquement avec le réseau hydrographique. C'est à vérifier sur le terrain. Il est cependant facile de dévier l'eau vers l'extérieur du sentier de débusquage après la coupe pour remédier à ce problème anticipé.

5.5.4 Lisières boisées

Les lisières boisées sont efficaces pour éviter l'apport de sédiments et de débris dans les cours d'eau. Les lisières étant localisées en bordure des cours d'eau, donc sur des aires généralement plus humides, ont un effet positif sur les crues. Cependant, la superficie des lisières étant faible par rapport à celle du bassin, l'effet anticipé sera faible. L'effet inverse, soit l'augmentation de la crue, pourrait résulter de l'accumulation de la neige, tard au printemps, dans la lisière boisée. L'effet serait totalement imperceptible sur des bassins de quelques kilomètres carrés.

Lorsque l'on ajoute les données des tableaux 5.7 et 5.8 sur la figure 5.1 illustrant le modèle développé pour le Minnesota on en ressort trois constatations: (1) l'effet de la coupe, même totale, des feuillus dans les Hautes-Appalaches ne semble pas augmenter le débit de pointe de plus de 50%, (2) la coupe des peupliers sur 20% de la superficie du bassin Streeter en Alberta cause une augmentation nettement en dehors des limites du modèle et (3) la coupe des résineux n'augmente pas l'écoulement de pointe lorsqu'elle demeure en deçà de 30% de la superficie du bassin. D'après les résultats des diverses études (Tableaux 5.7, 5.8 et 5.9), il

semblerait possible de couper jusqu'à 50% de la superficie du bassin en planifiant la distribution des aires de coupe.

Les résultats obtenus sur le bassin Marcell au Minnesota ont permis d'évaluer l'augmentation du débit de pointe et de la dimension du ponceau en fonction de l'aire coupée (Tableau 5.11). Sur des bassins de petite superficie (< 3 km² bassin-Marcell) l'augmentation du débit de pointe due à la coupe s'amplifie avec la superficie du bassin coupé à blanc. En conséquence, l'augmentation du diamètre du ponceau est une fonction exponentielle de l'aire du bassin coupé à blanc. On pourrait aussi déduire de ces données que le débit de pointe et la dimension du ponceau à l'exutoire d'un petit bassin augmentent de façon exponentielle avec la proportion de la superficie coupée à blanc. Ceci est corroboré par les données de Coyote Creek (Tableau 5.9), mais ne l'est pas par les données de Leading Ridge (Tableau 5.7), Hinton (Tableau 5.8) et Elgin (Tableau 5.9).

Tableau 5.11 Effet de la coupe à blanc de bassins de différentes superficie sur le débit de pointe et la dimension du ponceau.

Aire totale du bassin en amont du ponceau (ha)	Âge du peuplement			
	16 ans à maturité		Coupe à blanc à 15 ans	
	Maximum (1 s ⁻¹)	Diamètre Ponceau (cm)	Maximum (1 s ⁻¹)	Diamètre Ponceau (cm)
16	57	38	85	38
32	113	45	170	60
65	227	60	340	75
130	425	75	708	90
260	850	90	1416	120

6. QUALITÉ DE L'EAU

6.1 PROBLÉMATIQUE ET CONSÉQUENCES

6.1.1 Caractéristiques de l'eau

En conditions naturelles, la forêt modifie la qualité de l'eau dès que celle-ci entre en contact avec la cime des arbres. D'autres modifications se produisent dans les sols, puis dans le cours d'eau par les apports en énergie radiative (l'ombrage) et les apports de matériel organique surtout reliés à la chute des feuilles. L'eau provenant des bassins boisés peu perturbés contient, en général, peu de sédiments en suspension et de constituants chimiques dissous (Charlois 1977, Elouard 1981, Feller 1975, Feller et Kimmins 1979, 1984, Hetherington 1976, Jablonski 1980, Krause et King 1981, Krause 1983, Nicolson 1975, Plamondon 1982a; Plamondon *et al.* 1976a,b, 1982a,b, Plamondon et Beaudry 1981, Plamondon et Déry 1981, Plamondon et Lamontagne 1981, Plamondon et Ouimet 1982, Plamondon et Thomassin 1981, Singh et Kalra 1977, Verry 1972). Le système biotique est en équilibre avec ces constituants et les caractéristiques physiques comme la température de l'eau, l'acidité, la concentration en oxygène dissous et la demande biochimique en oxygène. Cependant, certains milieux naturels possèdent une forte concentration en substances délétères comme le mercure ou sont biologiquement contaminés par la faune terrestre.

Les opérations forestières peuvent modifier la qualité de l'eau directement par l'apport de sédiments, de débris ligneux, de fertilisants ou de pesticides. Elles modifient indirectement la qualité de l'eau en agissant sur le délavage du sol, l'ombrage et les activités biologiques (Freedman 1982, Krause 1982).

La pollution de l'eau, par les opérations forestières effectuées selon les normes d'intervention en forêt, ne représente pas un enjeu important, à moins d'utiliser le terme pollution dans un sens étroit de modification des caractéristiques naturelles de l'eau. En effet, la qualité de l'eau provenant des cours d'eau soumis aux opérations forestières contrôlées demeure en terme de qualité physique, chimique et biologique à l'intérieur des limites fixées pour l'eau potable. Comme nous le verrons plus loin, on devra cependant regarder attentivement la planification et l'exécution du réseau de chemin et des ponceaux.

6.1.2 Productivité du milieu terrestre

La productivité du milieu terrestre soumis à l'aménagement forestier et la productivité du milieu aquatique représentent des enjeux majeurs pour l'aménagement intégré des forêts dans le cadre d'un développement durable. Les effets à long terme de l'exportation des éléments nutritifs contenus dans les billes ou les branches et les pertes par délavage reliées à la succession végétale après la coupe ne sont pas suffisamment connus pour prendre des décisions d'aménagement visant à augmenter la productivité des sites. Toutefois, cet aspect dépasse l'objet du présent document.

6.1.3 Productivité du milieu aquatique

La chaîne trophique (nutrition: de la production primaire aux poissons) peut être présentée en deux voies principales dans le but d'identifier les impacts possibles des opérations forestières sur la vie aquatique.

Autotrophe: La voie autotrophe est basée sur la production primaire et présente un taux de photosynthèse plus élevé que celui de la respiration. Les producteurs primaires utilisent les constituants chimiques dissous présents dans l'eau. Ces derniers proviennent de l'ensemble du bassin. L'ampleur des coupes sur un bassin aura donc une incidence sur cette voie en modifiant le cheminement des constituants atmosphériques, les activités biologiques et le délavage du sol. La voie autotrophe est prépondérante dans les lacs.

Hétérotrophe: Cette voie est basée sur l'utilisation, par les micro-organismes et le macrobenthos détritivore, des apports organiques allochtones comme source d'énergie. La respiration est plus grande que la photosynthèse d'où l'importance des apports de matière organique particulaire. La voie hétérotrophe prédomine dans les petits cours d'eau (Behnke et Wallace 1980, Fisher et Likens 1972, Hollingsworth 1989, Minshall 1967, Nelson et Scott 1962, Vannote *et al.* 1980) jusque dans les rivières d'une certaine dimension. Dans le bassin de la rivière Matamek, Connors et Naiman (1983) démontrent que les apports externes de particules représentent 85 % des intrants en carbone organique dans les cours d'eau d'ordres 1 et 2 mais seulement 10 % dans les cours d'eau d'ordres 5 et 6. De plus, la nature des apports influence la chaîne trophique (Culp 1987, Culp et Davies 1983). Les détritiques de décidus combinent une faible teneur en lignine et une concentration plus élevée en azote, ce

qui favorisent la décomposition et une faible immobilisation de l'azote par rapport aux débris de résineux (Melillo *et al.* 1984).

L'effet de la coupe dépend donc du fonctionnement écologique du milieu aquatique. La coupe sur l'ensemble du bassin à l'extérieur de la zone riveraine favorisera donc un apport en constituants chimiques dissous relié à la modification du cycle des éléments nutritifs sur le bassin. Elle aura peu d'effet sur les apports en matières organiques si l'on se base sur l'étude de Connors et Naiman (1984) sur la rivière Matamek. Ces derniers ont démontré que les apports organiques en période de crue (meilleure possibilité de transporter les particules en provenance du bassin) ne représentent que 10-15 % du total annuel, ce dernier provenant surtout des feuilles. La coupe dans la zone riveraine aura un effet direct sur les apports de matière organique dans le réseau hydrographique. Ainsi, en considérant la multitude de combinaisons opérations forestières-fonctionnement écologique, il n'est pas surprenant de rencontrer des situations où la coupe a des effets négatif, négligeable ou positif sur la productivité du milieu aquatique.

La faible production des macroinvertébrés aquatiques et riverains dans les cours d'eau peu fertiles du Bouclier canadien (Gibson *et al.* 1984, Gibson et Dickson 1984) pourrait possiblement être augmentée par l'aménagement forestier (Adamus *et al.* 1986, Culp 1987, Culp et Davies 1983). Les principaux facteurs à considérer, dans les cours d'eau où la production primaire est limitée par les nutriments, sont les apports de matière organique allochtone (Connors et Naiman 1984, Culp 1987, Culp et Davies 1983, Fisher et Likens 1972, Vannote *et al.* 1980) et d'insectes terrestres (Hollingsworth 1989, Moring et Garman 1986). L'écosystème aquatique des petits cours d'eau dépend fortement de la forêt environnante pour son énergie (Meehan *et al.* 1977, Raleigh 1982). Sur la Côte-Ouest, l'ouverture du couvert riverain, en augmentant le rayonnement solaire, a augmenté la production primaire (Hansmann et Phinney 1973, McIntire et Colkey 1978). Cette augmentation permettrait une plus grande abondance de macroinvertébrés (Newbold *et al.* 1980, Hawkins *et al.* 1982) et de poissons (Hawkins *et al.* 1983). Cependant, aucune augmentation ne serait obtenue lorsque la production primaire est limitée par le phosphore (Culp et Davies 1983, Murphy *et al.* 1986, Shortreed et Stockner 1982) comme c'est fréquemment le cas dans les cours d'eau provenant des zones précambriennes. De plus, le phosphore est peu susceptible d'être lessivé à partir du bassin versant.

6.2 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES

6.2.1 Sédiments en suspension

Charge, sources et transport des sédiments et métaux lourds

La charge sédimentaire de l'écoulement se compose de la charge de fond et des sédiments en suspension. En terme de qualité de l'eau, les sédiments en suspension sont plus importants parce qu'ils restreignent la pénétration de la lumière, nuisent au fonctionnement des communautés benthiques et peuvent recouvrir les lits de frai.

En milieu forestier non perturbé, les sédiments proviennent principalement du lit et des berges du cours d'eau et occasionnellement de l'écoulement de surface en présence d'orages intenses. Les particules organiques dominent les particules minérales dans certains cours d'eau.

Les sédiments en suspension peuvent aussi transporter par adsorption des nutriments et des métaux qui affectent la qualité de l'eau. À titre d'exemple, Duffy *et al.* (1986) ont mesuré des concentrations de phosphore de 329-515 µg/g de sédiments dont la concentration était de 60 mg/l dans des petits cours d'eau au Mississippi. Ces concentrations de phosphore (P) étaient de 2 à 3.5 fois plus élevées que celles des sols du bassin. La plus grande partie des sédiments a été exportée durant les épisodes de crue. Ces périodes représentaient 70% de la perte de phosphore et 40% de la perte en azote, ce qui démontre l'importance de maintenir la concentration des sédiments à un faible niveau.

Opérations forestières

L'augmentation des apports de sédiments en suspension est considérée comme l'impact majeur des opérations forestières sur la qualité de l'eau (Plamondon 1982a). Les causes principales sont, dans l'ordre, l'exposition du sol minéral par la construction des routes et des jetées, le débusquage du bois et la préparation du terrain après la coupe (Krause 1982, Ottens et Rudd 1977, Plamondon 1982a, Rothwell 1977, 1983, Slaney *et al.* 1977). La concentration maximale des sédiments en suspension en fonction de diverses modalités de coupe dans la Beauce, illustre les constatations précédentes tout en montrant que l'importance

relative des causes peut varier (Tableau 6.1). L'augmentation des débits de pointes est une cause indirecte, non quantifiée, de l'augmentation de la concentration des sédiments en suspension. En milieu stable, cette source est considérée peu importante.

Des concentrations relativement élevées de sédiments en suspension sont possibles dans toutes les régions canadiennes, durant de courtes périodes, pendant ou après les opérations forestières (Tableaux 6.2, 6.3 et 6.4). Krause (1982), dans une analyse comparative du potentiel de production de sédiments en suspension au Canada, conclue que ce potentiel est relativement faible pour les Appalaches et très faible pour le Bouclier canadien, excepté sur les sites où les sols sont fins. Les tableaux 6.5, 6.6 et 6.7 présentent pour les différentes régions du Québec les concentrations de sédiments en suspension ayant une probabilité d'être dépassées de 5 à 50% du temps. Ces résultats confirment la conclusion de Krause (1982). Les concentrations de sédiments en suspension retournent à la normale moins d'un an après la coupe comme le démontre une étude dans la Beauce Sud (Plamondon 1982a, b). Cette même étude démontre que l'effet peut durer 2 à 3 ans lorsque le ruisseau est sévèrement perturbé. Cependant, ce niveau de perturbation est improbable lorsque les normes d'intervention sur le territoire sont appliquées. L'effet des coupes est plus faible dans le Bouclier canadien.

Les données obtenues après la coupe peuvent être comparées avec certaines classes de productivité piscicole ou de qualité de l'eau pour la faune aquatique (Tableau 6.8). La présence de lisières boisées ou d'une zone de sol non perturbée le long des cours d'eau permet donc de maintenir un haut niveau de qualité de l'eau.

Tableau 6.1 Concentrations maximales (mg/l) des sédiments en suspension en relation avec divers traitements dans la Beauce (Plamondon 1982a).

Traitement	1978		1979	
	Sédiments inorganiques	Sédiments organiques	Sédiments inorganiques	Sédiments organiques
Témoin	75 (6)	100 (15)	12	120
Coupe d'une bande de protection	95	32	14	87
Coupe d'une bande avec précaution	(14)	(14)	---	---
Coupe d'une bande de protection perturbée par la machinerie	470	180	960	2030
Coupe d'hiver sans bande de protection	1400	140	---	---
Tributaire près d'une route après les perturbations de la machinerie	2100	750	---	---
Après la coupe avec perturbation du cours d'eau	25000	2400	---	---
Tributaire près d'une route pendant les perturbations	52000	13500	---	---
Pendant la coupe avec perturbation du cours d'eau	197000	65000	---	---

() valeurs pour une courte période

Tableau 6.2 Concentrations de sédiments totaux observées suite à diverses modalités d'utilisation du territoire dans la forêt boréale de l'Ouest canadien.

Lieu, auteur, année	Topographie et nature du dépôt	Végétation	Traitements	Concentrations de sédiments totaux (mg/l)	
				Moy.	Max.
Colombie Britannique (Okanagan) Hetherington (1976)	- Terrain montagneux	Picea engelmann Parry. Abies lasiocarpa (Hook) Nutt. Pinus contorta Dougl. var. latifolia Engelm.	A C	< 1 1,5	4,4 7,1
	- Loam sablo-graveleux - Till				
Alberta (Marmot Creek watershed) Rothwell (1977)	- Terrain montagneux	Picea glauca (Moench.) Voss. Abies lasiocarpa (Hook) Nutt. Larix laricina (DuRoi) Koch.	A D B C	12 6 5 2	53 239 85 24
	- Texture grossière				
Alberta (Tri-Creeks watershed) Jablonski (1980)	- Terrain montagneux	Pinus contorta Dougl. var. latifolia Engelm. Picea mariana (Mill) B.S.P. Picea glauca (Moench.) Vass.	A D		1090 2490
	- Dépôt glacio-lacustre sur till				

A: Conditions naturelles

B: 1^{ère} année suivant la coupe avec bandes de protection

C: 2^{ème} année suivant la coupe avec bandes de protection

D: 1^{ère} année suivant la construction d'une route

Tableau 6.3 Concentrations de sédiments inorganiques et totaux observées suite à diverses modalités d'utilisation du territoire dans la forêt boréale du Bouclier canadien.

Lieu, auteur, année	Topographie et nature du dépôt	Végétation	Traitements	Concentrations en sédiments* (mg/l)	
				Moy.	Max.
Ontario (Kenora) Nicolson (1975)	- Terrain peu accidenté - Loam sableux - Till glaciaire mince et plaine de délavage	Pinus banksiana Lamb.			
		Picea mariana (Mill.) B.S.P.	A	0.3	---
		Populus app. Betula papyrifera Marsh.	B C	0.5 0.2	2.5 ---
Québec (Côte-Nord) Plamondon <i>et al.</i> (1976) Plamondon <i>et al.</i> (1982)	- Terrain peu accidenté - Vallée: texture sablo-limoneuse des dépôts fluvio-glaciaires - Ailleurs: texture des tills minces	Picea mariana (Mill.) B.S.P.	A	1	19
		Pinus banksiana Lamb.	D B	1 12	5 104
Québec (Haute-Mauricie) Plamondon et Déry (1981) Plamondon et Thomassin (1981) Plamondon <i>et al.</i> (1982)	- Topographie peu accentuée - Texture dominée par les sables moyen et grossier Dépôts glaciaires et fluvio-glaciaires	Picea mariana (Mill.) B.S.P.	A	3	
		Pinus banksiana Lamb.	D B	2 8	4 8
					492

* Sédiments totaux pour l'Ontario et la Haute Mauricie et inorganiques pour la Côte-Nord

A: Conditions naturelles

B: 1^{ère} année suivant la coupe sans bandes de protection

C: 2^{ème} année suivant la coupe sans bandes de protection

D: 3^{ème} année suivant la coupe avec bandes de protection

Tableau 6.4 Concentrations maximales de sédiments totaux observées suite à diverses modalités d'utilisation du territoire dans la forêt mélangée de la région des Appalaches.

Lieu, auteur, année	Topographie et nature du dépôt	Végétation	Traitements	Concentrations en sédiments totaux (mg/l)
				Max.
Québec (Beauce-Nord) Plamondon (1982)	- Territoire peu accidenté - Sols minces non différenciés avec des affleurements rocheux - Texture dominée par les sables moyens à fins	Abies balsamea L.		
		Betula alleghaniensis Britton	A	175
		Betula papyrifera Marsh.	B	127
		Acer saccharum Marsh.	C	27 400*
		Populus tremuloïdes Michx.		
Nouveau-Brunswick (Nashwaak Experimental watershed) Powell (1980)	- Topographie moyennement accentuée - Till glaciaire - Texture moyenne	Abies balsamea L.		
		Picea rubens Sarg.		
		Picea glauca (Moench.) Voss.	A	5
		Acer saccharum Marsh.	B	37
		Betula alleghaniensis Britton	D	250
		Fagus grandilolia Ehrh.		

A: Conditions naturelles

B: 1^{ère} année suivant la coupe avec bandes de protection

C: 1^{ère} année suivant la coupe sans bandes de protection (machinerie dans le lit du cours d'eau)

D: 2^{ème} année suivant la construction d'une route

* Le maximum a été de 197 000 mg/l pendant les travaux

Tableau 6.5 Milieu boisé non perturbé. Concentrations des sédiments organiques et inorganiques en suspension en fonction des probabilités de dépassement (Plamondon non publié).

Probabilité de dépassement (%)	Sédiments inorganiques			Sédiments organiques		
	Laurentides (mg/l)	Beauce (mg/l)	Singer (mg/l)	Laurentides (mg/l)	Beauce (mg/l)	Singer (mg/l)
50	1	2	1	14	18	4
20	2	4	2	28	31	8
10	3	6	2	35	39	11
5	4	8	3	41	45	14

Laurentides = Comprend les sites d'études dans le bassin de la Rivière Lièvre, la Haute Mauricie près du lac Elaine et la Côte Nord, à 100 et 150 km au nord de Port Cartier. Beauce = Beauce Sud, dans les cantons de Dorset et Linière. Singer = Le Mont Singer est localisé dans la chaîne des Monts Sutton. Le traitement était la coupe par bandes avec mesures spéciales de protection.

Tableau 6.6 Coupe avec lisière boisée. Concentrations des sédiments organiques et inorganiques en suspension en fonction des probabilités de dépassement (Plamondon non publié).

Probabilité de dépassement (%)	Sédiments inorganiques			Sédiments organiques		
	Laurentides (mg/l)	Beauce (mg/l)	Singer (mg/l)	Laurentides (mg/l)	Beauce (mg/l)	Singer (mg/l)
50	2	2	1	14	18	4
20	3	8	17	24	31	8
10	4	13	30	30	39	11
5	4	18	45	34	46	12

Laurentides = Comprend les sites d'études dans le bassin de la Rivière Lièvre, la Haute Mauricie près du lac Elaine et la Côte Nord, à 100 et 150 km au nord de Port Cartier. Beauce = Beauce Sud, dans les cantons de Dorset et Linière. Singer = Le Mont Singer est localisé dans la chaîne des Monts Sutton. Le traitement était la coupe par bandes avec mesures spéciales de protection.

Tableau 6.7 Coupe sans lisière boisée et traverse des cours d'eau avec la machinerie. Concentrations des sédiments organiques et inorganiques en suspension en fonction des probabilités de dépassement (Plamondon non publié).

Probabilité de dépassement (%)	Sédiments inorganiques		Sédiments organiques	
	Laurentides (mg/l)	Beauce (mg/l)	Laurentides (mg/l)	Beauce (mg/l)
50	5	4 600	20	1 200
20	13	18 500	47	4 100
10	19	34 000	64	7 000
5	25	50 100	79	9 900

Laurentides = Comprend les sites d'études dans le bassin de la Rivière Lièvre, la Haute Mauricie près du lac Elaine et la Côte Nord, à 100 et 150 km au nord de Port Cartier. Beauce = Beauce Sud, dans les cantons de Dorset et Linière. Singer = Le Mont Singer est localisé dans la chaîne des Monts Sutton. Le traitement était la coupe par bandes avec mesures spéciales de protection.

Tableau 6.8 Classes de productivité piscicole ou de qualité de l'eau pour la faune aquatique selon diverses sources.

Concentrations de sédiments en suspension (mg/l)	Productivité piscicole		Qualité de l'eau	
	Nisbett et Verneaux (1970)	EIFAC (1965)	Environnement Québec (Gouin, 1977)	
			Organisme tolérant	Organisme peu tolérant
∞	-----	----- très faible	-----	-----
400	faible à très faible	-----		
300	----- médiocre	----- médiocre	mauvaise	
150	----- moyenne			mauvaise
75	-----	-----	----- passable	
45	bonne	bonne à moyenne	----- bonne	
25	----- très bonne	----- très bonne	----- très bonne	----- passable à très bonne
0	-----	-----	-----	-----

6.2.2 Température de l'eau

La température agit sur le type et l'abondance de la faune et de la flore présentes dans le plan d'eau. De façon générale, la température accélère les activités biologiques qui ont pour conséquence d'augmenter la demande en oxygène dissous. De plus, la solubilité de l'oxygène dissous diminue avec l'augmentation de la température de l'eau (section 6.3).

La température de l'eau peut être un facteur critique dans certains cours d'eau. À titre d'exemple, un cours d'eau qui présenterait des températures maximales en conditions naturelles se situant au delà de la limite supérieure des conditions optimales pour le développement des salmonidés. Dans le cas contraire, une augmentation de la température de l'eau lorsque cette dernière est sous-optimale favoriserait la productivité du milieu aquatique. La ouananiche préfère des températures entre 21 et 24°C (Harvey et Warner 1970). La limite supérieure de la température tolérable par l'omble de fontaine est de 24°C (Patton 1973), mais cette dernière préfère des températures inférieures à 20°C (Scott et Crossman 1974). La température optimale pour les salmonidés varie de 7 à 15°C selon Lantz (1971). Sur la Côte Nord et dans Charlevoix, la température de l'eau des ruisseaux demeure sous les 15°C de sorte qu'une augmentation de la température pourrait contribuer à augmenter la productivité piscicole (Patton 1973). Les températures de l'eau des petits cours d'eau durant la période la plus chaude de l'été oscillent entre 15 et 25°C dans la Beauce-Sud et le bassin de la rivière Lièvre (Plamondon données non publiées). Dans ces régions, il est donc préférable de ne pas réduire l'ombrage aux cours d'eau.

La coupe de la végétation riveraine favorise une augmentation de la température de l'eau en exposant cette dernière au rayonnement solaire. La magnitude de l'augmentation de la température de l'eau dans un cours d'eau dépend de l'exposition, de la largeur, de la profondeur, du débit et des apports en eau souterraine plus froide. L'eau qui a été réchauffée, en passant dans un tronçon où la végétation riveraine a été enlevée, se refroidit de nouveau en cheminant dans un tronçon ombragé (Burton et Likens 1973, Sabeau 1977). La cause principale est l'ajout d'eau plus froide provenant du sol ou d'un tributaire ombragé. La durée de l'effet après la coupe dépend principalement du taux de revégétation. Près de Vancouver, la température de l'eau est retournée à la normale après 7 ans, tandis que l'effet demeurerait presque entier sur un cours d'eau voisin (Feller 1981). Plusieurs études ont démontré que la conservation d'une lisière boisée protège le cours d'eau contre les

augmentations de la température même si le reste du bassin est soumis à la coupe (Aubertin et Patric 1974, Brown 1971, Burns 1972, Plamondon données non publiées, Plamondon *et al.* 1976b, Plamondon *et al.* 1982, Rishel *et al.* 1982). Brown et Krygier (1970), ne constatent aucune différence de température de l'eau sur un site ayant subi une exploitation par bloc totalisant 25% de la superficie d'un bassin et sur lequel des lisières boisées ont été conservées. Un autre moyen de réduire les augmentations de la température de l'eau est d'échelonner dans le temps la coupe le long des plans d'eau (Pierce *et al.* 1970).

Dans les Appalaches (É.U.), la température maximale de l'eau augmente généralement entre 5 et 10°C après la coupe en bordure des cours d'eau (Lee et Samuel 1976). L'augmentation est similaire au Nouveau-Brunswick, tandis que dans le reste de la région boréale, elle se situe sous les 5°C (Tableau 6.9).

Tableau 6.9 Augmentation des températures maximales estivales après la coupe en bordure des cours d'eau.

LIEU	Température Maximale Estivale en °C			Références
	Avant (ou témoin)	Après	Δ	
<u>Appalaches</u>				
Caroline du Nord	18	26	8	Greene (1950)
Virginie de l'Ouest	19,4	25,3	5,9	Lee et Samuel (1976)
Virginie de l'Ouest	15	19,4 a	4,4	Eschner et Larmoyeux (1963)
Pennsylvanie	16	20	4	Lynch <i>et al.</i> (1975)
Pennsylvanie	22	32	10	Rishel <i>et al.</i> (1982)
New Hampshire	16,5	21,5 b	5	Likens <i>et al.</i> (1970)
<u>Nouveau-Brunswick</u>	—	—	7	Krause and King (1981)
<u>Québec</u>				
Beauce-Sud	—	—	nulle	Plamondon et Déry (1981)
<u>Région boréale</u>				
Alaska	13	16	3	Tyler et Gibbons (1973)
Alaska	—	—	5	Meehan <i>et al.</i> (1969)
Colombie Britannique	17	20,3	3,3	Feller (1981)
Ontario	14	19	5	Nicolson (1975)
<u>Québec</u>				
Mauricie	12,6	16 a	3 - 5	Plamondon et Thomassin (1981) Hamelin (1978)
Côte-Nord	10	13	—	Plamondon et Lamontagne (1981)
La Malbaie (22 bassins)	12 - 17	14,5 - 17	0 - 2,5	Plamondon <i>et al.</i> (1985)

a: Moyenne estivale des températures maximales et non pas température maximale la plus élevée atteinte.

b: Valeur d'une seule journée

6.2.3 Oxygène dissous

Le contenu en oxygène dissous dans l'eau a un effet prononcé sur les organismes aquatiques et les réactions chimiques qui s'y produisent. La concentration en oxygène dissous dans l'eau est déterminée par la pression de l'air, l'activité aquatique et la solubilité de l'oxygène qui est inversement proportionnelle à la température de l'eau (Tableau 6.10). La solubilité de l'oxygène peut aussi être estimée à l'aide de l'équation de Churchill *et al.* (1962):

$$O_s = 14,652 - 0,41022T + 0,0079910T^2 - 0,000077774T^3$$

où O_s = solubilité de l'oxygène (mg/l); T = température de l'eau (°C)

La concentration en oxygène dissous est la caractéristique la plus importante en regard de la biologie du milieu aquatique. Elle fluctue rapidement dans le temps et l'espace et de ce fait représente l'état du milieu hydrique à un endroit et à un point donné. Cependant, elle ne tient pas compte des besoins reliés à la décomposition des débris organiques dans l'eau qui est un lent processus. Pour estimer les besoins du milieu en oxygène, il s'agit de mesurer la demande biochimique ou chimique en oxygène. Cette demande est une indication de la charge polluante en relation avec les besoins en oxygène.

L'oxygène dissous n'est pas fréquemment mesuré dans les études de la qualité de l'eau en relation avec les opérations forestières. Les valeurs obtenues à certains endroits au Canada sont présentées au Tableau 6.11. Les Tableaux 6.12 et 6.13 résument les effets de la coupe sur ce paramètre.

Hamelin (1978), mesure des concentrations d'oxygène dissous de 0 à 2 mg/l, soit une réduction de 6 mg/l dans un petit ruisseau bien pourvu en déchets de coupe. Une diminution de 4 mg/l a été observée en Colombie-Britannique suite à la coupe à blanc et au brûlage contrôlé (Feller 1975). Hall et Lantz (1969) trouvent des valeurs sous 1 mg/l durant une coupe en Orégon. Ils mentionnent qu'une coupe par trouée n'a pas d'effet sur ce paramètre. Snyder *et al.* (1975), ne mesurent aucun changement de teneur en oxygène dissous suite à la coupe totale. Plamondon *et al.* (1976b), trouvent des réductions négligeables dans un ruisseau de la Côte-Nord soumis à la coupe à blanc.

De façon générale, l'exploitation forestière réduit la concentration en oxygène dissous de trois manières. La solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue avec une augmentation de la température (Churchill *et al.* 1962). L'utilisation des débris organiques comme source d'énergie par les micro-organismes aquatiques requiert la consommation d'oxygène dissous (Berry 1975, Ponce 1974, Ponce et Brown 1974). La présence de déchets de coupe provoque une augmentation des sucres et des phénols par délavage, ce qui induit une forte demande biochimique en oxygène (DBO) et une diminution en oxygène dissous. Finalement, l'obstruction du cours d'eau diminue la turbulence et l'aération (Ice 1978) en plus de favoriser une augmentation de la température. Ainsi, le maintien d'une concentration normale en oxygène dissous peut être assuré par la préservation de l'ombrage à la condition qu'il n'y ait pas de débris ligneux dans l'eau.

Tableau 6.10 Relation entre la température de l'eau et l'oxygène soluble à saturation

Température de l'eau °C	Solubilité de O ₂ (mg/l)
5	12.8
10	11.3
20	9.0
25	8.2

Tableau 6.11 Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau en milieu naturel et après la coupe à blanc

Auteur, localisation et description du site	Traitement et commentaires		Résultats			
			A	B	C	
Feller et Kimmins, 1979. Haney Colombie-Britannique. Sol glaciaire, mince et grossier; podzol humo-ferrique. Tsuga heterophylla, Thuja plicata, Pseudotsuga menziesii et un peu de Alnus rubra, Acer macrophyllum et Betula papyrifera. Région forestière côtière, Section C.2., Côte Pacifique sud (Rowe 1972)	Trois ruisseaux à l'état naturel. Moyennes pour deux ans	Conductivité (µmhos/cm)	21	20	21	
		pH	6.8	6.8	6.8	
		Nitrates (mg/l)	0.4	0.2	0.2	
		Potassium (mg/l)	0.2	0.1	0.1	
		Calcium (mg/l)	1.5	1.5	1.7	
		Magnésium (mg/l)	0.3	0.3	0.3	
Feller 1975 (même que Feller et Kimmins)	Quatre bassins dont l'aire coupée à blanc varie entre 25 et 80% de la superficie du bassin. Résultats moyens pour les quatre bassins.	Conductivité (µmhos/cm)	21	24	19	23
		pH	6.8	6.7	6.7	6.5*
		Oxygène dissous (mg/l)	12	12	12	11
			10	10	10	6*
		Nitrates (mg/l)	0.19	0.29	0.12	0.29*
		Potassium (mg/l)	0.08	0.11	0.08	0.28*
		Calcium (mg/l)	1.47	1.58	1.50	1.70*
		Magnésium (mg/l)	0.29	0.40	0.26	0.37
		Fer (mg/l)	Trace	Trace	Trace	0.55*
Hetherington 1976. Bassin de l'Okanagan, Colombie-Britannique. Till, loam sableux; brunisol dystrique dégradé, podzol humoferrique orthique. Pente intermédiaire. Abies lasiocarpa, Picea engelmannii, Pinus contorta. Région forestière colombienne Section C1. 1 - Colombie sud (Rowe 1972)	Coupe sur cinq parcelles totalisant 25% de la superficie du bassin. Construction d'une route dans la partie supérieure. Comparaison entre amont et aval de la coupe.	Conductivité (µmhos/cm)	15			18*
		pH	6.7			6.7
		Nitrates (mg/l)	0.004			0.003
		Potassium (mg/l)	0.35			0.55*
		Calcium (mg/l)	1.63			2.02*
		Magnésium (mg/l)	0.36			0.36

Tableau 6.11 Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau en milieu naturel et après la coupe à blanc (suite)

Auteur, localisation et description du site	Traitement et commentaires	Résultats			
				Te	ATP Tr
Singh et Kalra 1977. Ouest de l'Alberta. Sols podzoliques. Pinus contorta, Picea glauca, Pinus mariana et Abies lasiocarpa. Région forestière boréale. Section B. 19a. Bas du pied des pentes (Rowe 1972)	Treize bassins partiellement coupés	Nitrates (mg/l)		0.006	0.006
		Phosphates (mg/l)		0.008	0.007
		Potassium (mg/l)		0.44	0.47
		Calcium (mg/l)	27		29
		Magnésium (mg/l)		5.2	4.9
Jablonski 1980. Forêt Hinton, Alberta. Pinus contorta. Région forestière boréale. Section B. 19a - Bas du pied des pentes (Rowe 1972)	Conditions naturelles	Conductivité (µmhos/cm)		165	
		pH		8.0	
		Température de l'eau (C)		7	
		Nitrates (mg/l)		0.06	
		Phosphates (mg/l)		0.14	
		Potassium (mg/l)		0.5	
		Calcium (mg/l)		26.4	
		Magnésium (mg/l)		5.4	
Fer (mg/l)		0.14			
Tanins-lignines (mg/l)		1.3			

Tableau 6.11 Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau en milieu naturel et après la coupe à blanc (suite)

Auteur, localisation et description du site	Traitement et commentaires		Résultats			
			AVT		APT	
			Te	Tr	Te	Tr
Verry 1972. Minnesota. Moraine de fond, dépôt organique, argile loameuse et épinette noire. <i>Picea mariana</i> , <i>Populus tremuloides</i> et <i>Betula papyrifera</i>	Coupe à blanc sur 50% de la superficie d'un bassin laissant la tourbière intacte ce qui explique probablement l'absence d'effet	Conductivité (µmhos/cm)	48	54	50	46
		pH	3.7	3.6	3.5	3.5
		Nitrates (mg/l)	0.30	0.31	0.12	0.12
		Phosphates (mg/l)	0.13	1.15	0.12	61.12
		Potassium (mg/l)	0.8	1.1	1.5	1.5
		Calcium (mg/l)	2.6	2.4	2.7	3.0
		Magnésium (mg/l)	0.9	1.0	1.0	1.3
		Fer (mg/l)	1.6	1.4	1.2	1.3
Nicolson 1975. Kenora, Ontario. Podzol humoferrique et gleysol humique. <i>Picea mariana</i> , <i>Pinus banksiana</i> . Région forestière boréale Section B. 1a - Laurentide-Onatchiway. (Rowe 1972)	Coupe à blanc sur des bassins de 35 à 170 ha	Conductivité (µmhos/cm)	—	—	22	25*
		pH			5.7	5.0*
		Température min. (C)			11.3	12.4
		(1) max. (C)			14.3	18.9*
		Nitrates (mg/l)			0.04	0.02*
		Phosphates (mg/l)			0.01	0.03*
		Potassium (mg/l)			0.24	1.71*
		Calcium (mg/l)			1.89	1.42*
		Magnésium (mg/l)			0.67	0.52*
		Fer (mg/l)			0.35	1.55*
Krause et King 1981. Nashwaak, Nouveau-Brunswick. Podzol humo-ferrique. <i>Abies balsamea</i> , <i>Acer rubrum</i> et <i>Fagus grandifolia</i> . Région forestière acadienne. Section A. 2, Haut-Miramichi-Tobique (Rowe 1972)	Coupe à blanc couvrant 92% de la superficie.	Température de l'eau (C)			14	21*
		pH			6.9	7.0
		Nitrates (mg/l)			0.23	0.30
		Phosphates (mg/l)			10	10.7
		Potassium (mg/l)			0.33	0.42
		Calcium (mg/l)			6.3	5.2*
		Magnésium (mg/l)			0.85	0.84

(1) La deuxième année après la coupe

Tableau 6.11 Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau en milieu naturel et après la coupe à blanc (suite)

Auteur, localisation et description du site	Traitement et commentaires		Résultats			
			AVT		APT	
			Te	Tr	Te	Tr
Plamondon <i>et al.</i> 1982. Côte-Nord, Québec. Till, fluvio glaciaire, podzol humo-ferrique. <i>Picea mariana</i> , <i>Pinus banksiana</i> . Région forestière boréale Section B. 1A-Laurentide-Onatchiway (Rowe 1972)	Coupe à blanc de 26% de la superficie d'un bassin sans protection des cours d'eau.	Conductivité (µmhos/cm)	22	21	18	35*
		pH	5.2	5.6	5.8	5.8
		Température de l'eau (C)	10.3	8.6	10.4	9.9*
		Oxygène dissous (mg/l)	9.8	10.2	9.1	8.9
		Potassium (mg/l)	0.2	0.3	0.2	1.5*
		Calcium (mg/l)	1.2	1.3	2.1	3.3*
		Magnésium (mg/l)	0.3	0.4	0.4	0.7
	Fer (mg/l)	0.1	0.2	0.1	4.6*	
	Coupe à blanc de 62% de la superficie du bassin avec une lisière boisée de 10 m	Conductivité (µmhos/cm)	22	21	18	25*
		pH	5.2	5.6	5.8	6.0
		Température de l'eau (C)	10.3	8.6	10.4	9.9*
		Oxygène dissous (mg/l)	9.8	10.0	9.1	9.5
		Potassium (mg/l)	0.2	0.3	0.2	1.0*
		Calcium (mg/l)	1.2	1.3	2.1	3.1*
Magnésium (mg/l)		0.3	0.4	0.4	0.6	
Fer (mg/l)	0.1	0.2	0.1	0.2		
Plamondon <i>et al.</i> 1982. Haute-Mauricie, Québec Till fluvio-glaciaire, podzol. Topographie peu accidentée. <i>Picea mariana</i> et <i>Pinus Banksiana</i> accompagnés de <i>Abies balsamea</i> et <i>Betula papyrifera</i> . Région forestière boréale Section B. - 1A - Laurentide-Onatchiway (Rowe 1972)	Coupe à blanc de 100% de la superficie sans protection des cours d'eau.	Conductivité (µmhos/cm)	18	18	19	37*
		pH	5.2	5.0	4.7	4.5
		Température de l'eau (C)	9.3	10.5	7.6	12.0*
		Oxygène dissous (mg/l)	7.9	7.4	7.9	1.0*
		Nitrates (mg/l)	0.09	0.12	0.12	0.46*
		Phosphates (mg/l)	0.08	0.10	0.20	0.32*
		Potassium (mg/l)	0.1	0.2	0.3	3.8*
		Calcium (mg/l)	1.6	1.6	1.4	-
		Fer (mg/l)	9.8	0.9	0.6	3.0*
		Tanins-lignines (mg/l)	1.8	2.6	2.6	17.7*

Tableau 6.11 Caractéristiques physiques et chimiques de l'eau en milieu naturel et après la coupe à blanc (suite)

Auteur, localisation et description du site	Traitement et commentaires		Résultats			
			AVT		APT	
			Te	Tr	Te	Tr
Plamondon <i>et al.</i> 1982 Haute-Mauricie	Coupe à blanc de 40% de la superficie du bassin avec lisière boisée de 30 m.	Conductivité (μ mhos/cm)	18	26	19	33*
		pH	5.2	4.5	4.7	4.1
		Température de l'eau (C)	9.3	10.2	7.6	8.8
		Oxygène dissous (mg/l)	7.9	9.0	7.9	8.4
		Nitrates (mg/l)	0.09	0.11	0.12	0.1
		Phosphates (mg/l)	0.08	0.12	0.20	0.20
		Potassium (mg/l)	0.1	0.3	0.3	0.6
		Calcium (mg/l)	1.6	1.5	0.4	1.3
		Fer (mg/l)	0.8	0.7	0.6	0.8
Tanins-lignines (mg/l)	1.8	2.6	2.6	5.4*		
Plamondon et Ouimet 1982. Abitibi. Argile lacustre, gleysol, podzol et sol organique. <i>Picea mariana</i> . Région forestière boréale Section B7 - Missinaibi-Cabonga (Rowe 1972)	Un an après la coupe sur 90 à 90% de la superficie de cinq bassins, sans protection des cours d'eau.	Conductivité (μ mhos/cm)	–	–	25	95*
		pH	–	–	5.4	5.8*
		Température de l'eau (C)	–	–	12.9	13.0
	Un à quatre ans après la coupe sur 40 à 80% de la superficie de quatre bassins avec conservation d'une lisière de 3 à 30 m de largeur.	Oxygène dissous (mg/l)	–	–	7.3	6.8
		Conductivité (μ mhos/cm)	–	–	28	33
		pH	–	–	5.4	5.5
Plamondon 1981. Mont-Laurier. Till et dépôts fluvio-glaciaires. <i>Abies balsamea</i> , <i>Betula alleghaniensis</i> et <i>Acer saccharum</i> . Région forestière boréale Section B7 - Missinaibi - Cabonge (Rowe 1972)	Température de l'eau (C)	–	–	12.9	12.9	
	Oxygène dissous (mg/l)	–	–	7.3	6.7	
		–	–	29	32	
		–	–	5.9	6.0	
		–	–	20	25	
				6.3	6.0	

*: différence significative

AVT: Avant traitement

APT: Après traitement

Te: Témoin

Tr: Traité

Tableau 6.12 Estimé des différences saisonnières moyennes de quelques caractéristiques de l'eau que l'on peut attribuer à la coupe

Localisation du site	COND ($\mu\text{mhos/cm}$)	pH	T °C	O ₂ (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	PO ₄ (mg/l)	K (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Fe (mg/l)	T-L (mg/l)
Colombie-Britannique											
– Haney	+a	-0.1		-4.0	0.07		0.17	0.1	0	0.05	
– Okanagan	3	0			–	-0.013	0.20	0.39	0		
Alberta - Centre Ouest					0	0	+	+	–		
Minnesota											
– Forêt Marcell	–	+			+	+	+	+	+	+	
Ontario - Kenora	3	-0.7	3		-0.02	0.02	1.47	-0.47	-0.15	1.40	
Nouveau-Brunswick											
– Nashwaak		+	7		+	+	+	-1.10	0		
Québec - Côte - Nord											
– sans protection	14	–	2				1.20	1.10	0.20	4.40	
– lisières	4	–	0				0.70	0.90	+	0	
Haute-Mauricie ^c											
– sans protection	18	0	3	-6.0	0.30	0.10	3.4			2.3	14
– lisières	6	0	0	–	+	–	+	0		+	2
Abitibi											
– sans protection	70	0.4	DI ^b	–							
– lisières	5	+	DI	–							
Mont-Laurier											
– lisières	3	+	D	–							

a : + ou – indique la tendance du changement

b : DI = données insuffisantes pour se prononcer

c : tiré de Plamondon, 1981b

Tableau 6.13 Changement des températures minimales et maximales, de la concentration en oxygène dissous, du pH et de la conductivité électrique après le traitement (La Malbaie)

Traitements	Année Coupe	TMI (°C)	TMA (°C)	O ₂ (mg/l)	pH (unité)	CDE (µmhos/cm)
Lisière 60 m C30 (0,5 km en aval coupes)	0	0	0	- 0.3	0.1	8 *
Lisière 30 m BT	0	0.5	0.5	0	- 0.2	0
Lisière 15-30 m sur 50% longueur C18	0	-	-	- 0.1	0	4
	1	-	-	0	- 0.2	- 3
	2	-	-	- 0.1	- 0.1	3
Lisière 15 m C31 (tributaires perturbés)	0	2.3*	2.5*	- 0.5	- 0.1	4
Lisière 10 m A8	0	- 0.7	- 0.3	- 0.2	- 0.1	2
	1	- 0.7	- 0.6	0	- 0.2	- 2
Véhicules à 20 m B2	0	- 0.5	- 0.5	- 0.1	- 0.2	0
	1	1.7	2.6*	- 0.1	0.1	1
B12	0	0.1	1.3	0.4	- 0.2	7 *
	1	0	2.2*	- 0.5	- 0.1	0
Véhicules à 10 m B5	0	-	-	0.3	0.1	8 *
	1	-	-	- 0.1	0.1	0
C2b	0	1.5	2.4*	- 0.1	0.5*	- 4
	1	0	1.1	- 0.3	0.1	6 *
	2	0.5	2.2*	- 0.3	0.4	4
Véhicules hors cours d'eau C9	0	- 0.4	0.3	0.4	0	4
	1	- 0.5	0.2	0.1	- 0.2	4
	2	- 0.4	1.5	0.3	- 0.1	5 *
C30 (0.5 km en aval de la coupe de la lisière)	0	0.3	0.1	- 0.2	0.1	0
	1	0.5	1.9*	0.1	0.4*	2
B22 (passages à gué)	0	- 0.4	0.3	0.4	0	4
	1	- 0.5	0.2	0.1	- 0.2	4
	2	- 0.4	1.5	0.3	- 0.1	5 *
C14 (passage à gué)	0	0.3	0.1	- 0.2	0.1	0
	1	0.5	1.9*	0.1	0.4	2

* différence significative

6.2.4 Demande biochimique en oxygène

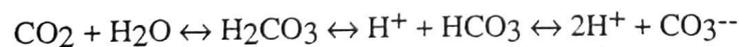
La demande biochimique en oxygène (DBO) est un indice des besoins en oxygène du matériel biodégradable dans l'eau. Les échantillons d'eau sont placés dans un incubateur à 20°C durant cinq jours, puis l'oxygène dissous résiduel est mesuré. Le processus comprend deux phases caractéristiques. La première phase reflète la demande pour oxyder les composés carbonés (cellulose, sucres, etc.). La demande pour oxyder les composés azotés (protéines, amino acides) forme la seconde phase ou nitrification. La période standard de cinq jours utilisée pour évaluer la DBO correspond à la phase carbonée. Les valeurs obtenues sont utiles pour déterminer la charge polluante et effectuer les comparaisons entre différentes situations.

La mesure de ce paramètre est justifiée dans le cas de la pollution industrielle, mais elle apparaît très peu justifiable dans le cas des opérations forestières effectuées selon les normes établies.

6.2.5 pH, acidité et alcalinité

pH

Le pH est le négatif du log dans la base 10 de l'activité de l'ion hydrogène (H⁺) en moles par litre. Un pH de 7 est neutre tandis que l'eau est alcaline lorsque le pH dépasse 7 et acide dans le cas contraire. L'eau alcaline contient généralement du carbonate ou du bicarbonate. En milieu naturel les réactions du dioxyde de carbone (CO₂) ont une influence très importante sur le pH. Lorsque le CO₂ des plantes entre dans l'eau en provenance de l'atmosphère ou de la respiration des plantes, l'acide carbonique se forme et se dissocie en bicarbonate. Le carbonate et les ions H⁺ alors libérés influencent le pH:



La mesure instantanée du pH est une identification du bilan de l'équilibre chimique dans l'eau. Il influence la disponibilité pour les plantes de certains nutriments ou composés chimiques. Le pH de l'eau affecte directement la vie aquatique incluant les poissons. L'assimilation chlorophyllienne réduit la concentration du gaz carbonique dans l'eau. Le pH peut augmenter d'une unité en une journée en réponse à la photosynthèse (Nisbet et Verneaux 1970). Durant la nuit, la respiration des plantes aquatiques et la demande en oxygène des

sédiments de fond réduisent le pH (Hynes 1970). Le pH étant lié à la production végétale des cours d'eau, la coupe modifiera ce dernier en autant que la productivité du cours d'eau sera affectée. Les limites toxiques du pH se situent en général à 4,8 et 9,2. Les poissons d'eau douce préfèrent en général un pH entre 6,5 et 8,4. Cette constatation générale doit être nuancée en ce qui a trait aux eaux du Bouclier canadien. Le pH se situe fréquemment autour de 4,5 dans des milieux où le poisson est présent.

Effets de la coupe en été: Les valeurs obtenues au Québec (Tableau 6.14) proviennent d'études effectuées dans diverses régions (Plamondon et collaborateurs). La coupe n'a pas modifiée significativement le pH dans près de 50 bassins étudiés. Quatre cas présentent une augmentation significative de l'ordre de 0.4 unité pH. Les résultats obtenus ailleurs confirment que la coupe a tendance à augmenter le pH. Cependant, la coupe de la forêt coniférienne sur le Bouclier Laurentien en Ontario fait figure d'exception (Nicolson *et al.* 1982). Elle a fait passer le pH de 5.8 avant la coupe à 5.0 et 5.2 durant les deux années suivant la coupe respectivement. Le pH de l'écoulement latéral dans le sol a été mesuré au Colorado en milieux boisé et déboisé (Troendle et Nilles 1987). Entre 0 et 1 m de profondeur, les pH sont respectivement de 6.5 et 6.8 en milieux boisé et déboisé. Dans le même ordre, les pH sont de 6.6 et 6.3 entre 1 et 4 m de profondeur. Selon cette étude, le déboisement aurait tendance à augmenter le pH en surface et à le diminuer en profondeur.

Au Royaume-Uni, le reboisement des landes et des prairies réduit le pH moyen de l'eau qui s'écoule à l'exutoire du bassin. À Bedgelert, le pH est passé de 4.8 à 4.4 après le reboisement, tandis qu'à Plynlimon, il fut réduit de 5.1 à 5.0 seulement (Hornung *et al.* 1987). Les auteurs expliquent cette diminution du pH par une accélération de l'écoulement rapide de surface causée par le labourage et le drainage du sol exécutés avant la plantation. Aussi, l'augmentation de l'évapotranspiration augmente la concentration des solutés qui atteignent le sol avec la précipitation. Enfin, la formation de la couche de matière organique, qui est acide et qui conduit une partie importante de l'écoulement, réduit le pH. Près de Plymouth, l'eau provenant des landes avait un pH de 5.1 tandis que les pH en amont et en aval d'une plantation étaient respectivement de 5.6 et 5.7 (Williams *et al.* 1987). Dans ce cas, la forêt tend à augmenter le pH. Les pH moyens, provenant de deux bassins granitiques dans les Vosges, étaient de 7.1 et de 6.1 respectivement pour les couverts herbacés et boisés (Probst *et al.* 1987). Évidemment, le bassin pâturé n'est pas complètement similaire à une coupe à blanc.

Tableau 6.14 Changement du pH après la coupe au Québec (unité pH)

Région	Sans lisière		Avec lisière		Niveau du pH
	Bassin	pH	Bassin	pH	
Côte-Nord	5H	-0.2	5G	-0.4	5.2 - 7.1
Haute-Mauricie	Gilbert	0.1	Huguetta	0.0	4.1 - 5.2
Mont-Laurier(1)		0.0		0.0	4.3 - 6.8
Abitibi			CF	0.4*	5.0 - 6.0
	CA	-0.1			
	CB	0.4*			
	CG	0.2			
Malbaie					4.2 - 6.7
	Lisières (m)		60	0.1	
			30	-0.2	
			15 - 30	0.0	
				-0.2	
				-0.1	
			15	-0.1	
			10	-0.1	
				-0.2	
Véhicules (zone non perturbée - sans lisière boisée)					
	Distance (m)	20		-0.2	
				0.1	
				-0.2	
				-0.1	
		10		0.1	
				0.1	
				0.5*	
				0.1	
				0.4	
Véhicules hors des berges					
				0.0	
				-0.2	
				-0.1	
				0.1	
				0.4*	

(1) Mesures dans 25 ruisseaux dont 22 avec lisière boisée. La moyenne avant la coupe au début de l'été était de 5.97 alors qu'elle était de 5.93 unités pH après la coupe.

(*) seules valeurs significativement différentes.

Zone feuillue des Appalaches: Une étude comparative au New Hampshire, entre cinq bassins boisés et neuf bassins totalement coupés à blanc, a démontré les effets suivants (Martin *et al.* 1986). Durant les deux premières années après la coupe, le pH est similaire entre les deux groupes de bassins. À la fin de la deuxième année, le pH de l'eau provenant des bassins coupés se maintient en moyenne au-dessus de celui des bassins boisés. Cependant, certains bassins boisés ont un pH aussi élevé qu'en milieu coupé. Durant la quatrième année, le pH est nettement plus élevé en milieu coupé à blanc.

Acidité

L'acidité et le pH sont deux indicateurs de l'activité des ions H^+ dans l'eau. L'acidité représente la capacité de l'eau à neutraliser une base forte à un pH donné. Elle est reliée au pH et causée par la présence d'ions H^+ libres associés aux acides carbonique, organique, sulfurique, nitrique et phosphorique. L'acidité tient son importance des effets qu'elle exerce sur les réactions chimiques et biologiques de même que sur le pouvoir corrosif de l'eau. L'acidité de la précipitation est maintenant l'une des questions environnementales les plus importantes. L'acidité n'est pas fréquemment mesurée dans les évaluations des effets de la coupe.

Choc acide printanier: L'acidification des lacs (et des ruisseaux) est fortement affectée par la fonte printanière (Maulé et Stein 1990, Roberge et Plamondon 1987). On a observé, que 50 à 80% des solutés sont relâchés durant la fonte du premier tiers de la couverture neigeuse (Maulé et Stein 1990). Il y a donc peu de chance que les solutés soient dilués par la pointe d'écoulement qui se produit plus tard. On devra éventuellement vérifier si la coupe peut modifier cette situation en affectant, par exemple, la migration des solutés durant l'hiver, ou en diluant les solutés par augmentation de l'écoulement au début de la période de fonte. Cependant, la dilution n'est pas le facteur le plus important; c'est le pouvoir tampon du sol qui prime. Ainsi, la proportion de l'eau qui n'est pas tamponnée, parce qu'elle coule en surface à cause du gel du sol, est responsable du choc acide. Les études au lac Laflamme, entre 1981 et 1988, ont démontré que la proportion de l'écoulement printanier, qui n'est pas tamponnée est de l'ordre de 20 (Roberge et Plamondon 1987) 40 (Barry *et al.* 1990b) et 80% (Maulé et Stein 1990) selon l'année et la méthode utilisée. L'effet de la coupe sur le gel du sol, l'écoulement rapide et par conséquent sur le choc acide n'a pas été étudié. D'une part, la coupe peut réduire l'effet du choc acide en favorisant l'accumulation de la neige et en

réduisant le gel du sol. L'augmentation du taux de fonte au début du printemps agira dans le même sens en permettant de diluer les solutés. D'autre part, la coupe pourrait amplifier le choc acide en favorisant une transmission plus rapide des solutés à travers le couvert de neige. La formation de croûtes de glaces dans la neige pourrait aussi amplifier le choc acide. Faute de données sur l'impact typique, il faut conclure qu'il n'y a pas de facteur qui pourrait nous inciter à croire que l'effet de la coupe sera plutôt d'augmenter ou de diminuer le choc acide printanier.

Alcalinité

L'alcalinité, à l'opposée de l'acidité, est la capacité de l'eau à neutraliser l'acidité. L'alcalinité est aussi reliée au pH et est causée par la présence de carbonate, bicarbonate et hydroxide formés lorsque le dioxyde de carbone est dissous. Une forte alcalinité est associée à un pH élevé et à un excès de solides dissous. Lorsque l'eau est fortement alcaline, on considère qu'elle possède un effet tampon élevé, c'est-à-dire qu'il faut une grande quantité d'acide pour changer son pH.

La plupart des cours d'eau ont une alcalinité qui ne dépasse pas 200 mg/l, mais il arrive fréquemment que les eaux souterraines chargées en magnésium et en calcium présentent des taux d'alcalinité de 1000 mg/l. L'alcalinité n'est pas fréquemment mesurée dans les évaluations des effets de la coupe.

6.2.6 Conductance spécifique

La conductance spécifique est l'habileté de l'eau à conduire le courant électrique à travers 1 cm³ d'eau. Elle s'exprime en micromhos par cm (µmhos/cm) à une température standard de 25 °C. Les nouveaux instruments utilisent le microsiemens par cm comme unité. L'augmentation de la conductance avec la concentration de solides dissous en fait un indicateur indirect de la qualité de l'eau. La mesure de la conductance est rapide et peu dispendieuse. La concentration en solides dissous (CSD) peut être évaluée en développant une relation appropriée comme celle de Hem (1970):

$$\text{CSD (ppm)} = A_o \times \text{conductance spécifique (}\mu\text{mhos/cm)}$$

où A_0 = facteur de conversion qui varie entre 0,55 et 0,75, les valeurs élevées étant associées avec une forte concentration de sulfate. Une conductance spécifique plus élevée que 2000 $\mu\text{mhos/cm}$ indique une concentration en solides dissous trop élevée pour la plupart des poissons d'eau douce.

La conductance a augmenté de 14 à 70 $\mu\text{mhos/cm}$ après la coupe à blanc sans lisière boisée au Québec (Tableau 6.12). Cette augmentation, ailleurs au Canada ou au Québec en présence de lisières boisées, ne dépasse pas 8 $\mu\text{mhos/cm}$ (Tableaux 6.12 et 6.13). Ces faibles augmentations de la conductance sont confirmées par les faibles changements des apports de nutriments aux cours d'eau après la coupe. La lisière boisée semble capter une partie des nutriments libérés par la coupe.

6.2.7 Couleur de l'eau

La couleur de l'eau, mesurée après la coupe sur la Côte-Nord et en Haute-Mauricie, a augmenté respectivement de 88 et 65 unités APHA en présence de lisières boisées tandis qu'en l'absence de ces lisières les changements ont été dans l'ordre de 531 et 497 unités APHA (Plamondon *et al.* 1982). L'apport direct de débris ligneux et de matière organique dans l'eau explique la différence. La couleur est facilement mesurable et elle peut être utilisée comme un indice de changement de la qualité de l'eau. Cependant, des analyses chimiques sont nécessaires pour connaître la nature des changements.

6.3 CONSTITUANTS CHIMIQUES DISSOUS

Les cours d'eau sont influencés par la nature de l'écosystème dont ils font partie. L'eau étant un excellent solvant, ses caractéristiques chimiques sont modifiées à chaque contact avec les composantes de l'écosystème. Ainsi, le type et la quantité des constituants chimiques en solution dépendent des réactions et du temps de contact avec l'atmosphère, le sol et les composantes biotiques.

Cependant, les cours d'eau provenant des écosystèmes naturels non perturbés contiennent peu de constituants chimiques dissous. Ainsi, la productivité biologique, de la plupart de ces cours d'eau est faible et la qualité de l'eau est appropriée pour la majorité des usages.

6.3.1 Sources de nutriments

Les principales sources de constituants chimiques dissous dans l'eau provenant des bassins d'ordres 1 et 2 sont l'altération géologique de la roche mère, les intrants biologiques et les événements météorologiques. Les propriétés cohésives de la molécule dipôle de l'eau permettent de mouiller les surfaces minérales et de pénétrer dans les plus petits interstices. Les altérations chimique et physique de la roche convertissent les minéraux en formes solubles et transportables qui atteignent plus facilement les cours d'eau. Les intrants biologiques proviennent principalement de la production photosynthétique de matériaux organiques à partir de substances inorganiques. D'autres intrants proviennent de la décomposition du matériel organique en composés inorganiques et des matériaux d'origines diverses transportés par les animaux. La chute des feuilles dans les cours d'eau est une importante source de matières organiques et peut causer des changements périodiques de la concentration des nutriments. Plusieurs plantes, particulièrement des légumineuses, fixent l'azote atmosphérique au sol. Les matières dissoutes, incluant les composés organiques et les ions minéraux, sont ajoutées à l'écosystème par les précipitations humides et sèches ainsi que par les aérosols. Des quantités appréciables d'azote, de soufre et d'autres éléments sont ajoutées avec les précipitations sèches. Cependant, le sol est la principale source de constituants chimiques dissous dans les écosystèmes naturels. Les utilisations du territoire qui affectent les processus et les propriétés du sol ont par conséquent un impact sur la composition chimique de l'écoulement.

Dans les écosystèmes non perturbés, l'assise rocheuse et le sol exercent une influence prépondérante sur la concentration des ions métalliques (cations tels que Ca^+ , Mg^{++} , K^+ et Na^+). D'autre part, le rendement en anions (HCO_3^- , NO_3^- et PO_4^{--}) est rarement influencé par les processus biologique et biochimique ayant cours dans le sol et par les précipitations. Les anions tels que le chlore (Cl^-), le nitrate (NO_3^-) et le sulfate (SO_4^{--}) proviennent de l'atmosphère à moins que le milieu présente une grande quantité de minéraux sulfurés. L'addition de ces derniers anions à l'écoulement est cependant régularisé par divers processus ayant cours dans les sols.

Les plus importants nutriments ou constituants chimiques dissous, présents dans les eaux de cours d'eau originant des milieux naturels, sont décrits dans les prochains paragraphes dans le but de mieux comprendre les impacts de l'utilisation du territoire.

Azote (N)

Les sources d'azote incluent la fixation de l'azote sous forme de gaz par certaines bactéries et plantes, l'ajout de matière organique dans l'eau et la désintégration des roches qui en fournissent une très petite quantité. L'azote se retrouve sous diverses formes incluant l'ammonium, le gaz, le nitrite-N et les nitrates. L'azote organique se décompose pour former l'ammonium qui s'oxyde en nitrate-N qui est assimilable par les plantes. En l'absence d'oxygène, les nitrates peuvent se convertir en ammonium et en azote gazeux par le processus de la dénitrification.

Les fortes concentrations de nitrate-N dans l'eau peuvent stimuler la croissance des algues et autres plantes aquatiques. Cependant, lorsque le phosphore (P) est disponible il ne faut que 0,3 mg/l de nitrate-N pour causer une explosion de la production d'algues. La vie de quelques espèces de poissons peut être affectée lorsque la concentration de nitrate-N dépasse 4,2 mg/l. Lorsque la concentration de nitrate-N dépasse 45 mg/l dans l'eau potable, la santé humaine peut être affectée. Les standards de qualité pour l'eau potable aux États-Unis visent une concentration maximale de 10 mg/l (EPA 1976).

L'eau provenant des bassins boisés non perturbés contient généralement de plus faibles concentrations d'azote et de nitrate-N que les eaux provenant de terres soumises à d'autres usages (Tableaux 6.15 et 6.16). L'urbanisation et l'agriculture augmentent fréquemment les concentrations de nitrate-N et d'azote total dans les cours d'eau.

Phosphore (P)

Le phosphore origine de l'altération des roches ignées, du lessivage du sol et de la matière organique. Les connaissances du cycle du phosphore sont moins poussées que celles sur le cycle de l'azote. Les formes communes du phosphore sont définies par les méthodes d'analyse, plutôt que par les processus naturels. Dans le milieu aquatique, le phosphore rendu disponible pour les plantes par l'altération des roches est absorbé et converti en phosphore organique. Ce processus est renversé par la décomposition de la matière organique.

Les concentrations de phosphore dans l'eau sont affectées par les différentes utilisations du sol comme pour l'azote (Tableau 6.15). Les problèmes d'eutrophisation sont souvent associés avec une surcharge de phosphore dans des eaux auparavant déficientes en phosphore. L'urbanisation et l'agriculture représentent les utilisations du territoire les plus problématiques en relation avec le phosphore.

Tableau 6.15 La concentration moyenne (mg/l) du nitrate et du phosphore en relation avec les différentes utilisations du sol dans l'Est des États-Unis (Omernik 1976).

Utilisation du sol	Total N	Nitrate - N	Total P	Ortho - P
Boisé	0.95	0.23	0.014	0.006
Plutôt boisé	0.88	0.35	0.035	0.014
Usages multiples	1.28	0.68	0.040	0.017
Plutôt urbain	1.29	1.25	0.066	0.033
Plutôt agricole	1.81	1.05	0.066	0.027
Agriculture	4.17	3.19	0.135	0.058

Tableau 6.16 La perte de nitrate et de potassium (kg/ha/année) en fonction des différentes utilisations du sol dans la partie canadienne du bassin des Grands Lacs (Nicolson *et al.* 1982)

Utilisation du sol	Total N	Total P
Boisé	2 - 6	0.04 - 0.20
Pâturage amélioré	3 - 14	0.10 - 0.50
Agriculture	7 - 21	0.60 - 2.20
Industriel	8	0.90 - 4.10
Résidentiel	6	0.40 - 1.30

Calcium (Ca)

Le calcium est abondant dans la plupart des eaux parce qu'il est un constituant majeur de plusieurs types de roches et particulièrement du calcaire. Les eaux acides provenant des tourbières font exception. Le calcaire est présent en solution aussi longtemps que le CO₂ est présent dans l'eau et que le pH ne dépasse pas 7-8. Le calcium est un des principaux ions qui contribuent à la dureté de l'eau, aux solides dissous totaux et à la conductance spécifique. Les fortes concentrations en calcium ne semblent pas dommageables aux poissons et à la vie aquatique en général.

Magnésium (Mg)

Le magnésium est abondant dans les roches ignées et carbonatées tels que le calcaire et la dolomite. Sa solubilité augmente avec la concentration de CO₂ ou la diminution du pH. Lorsque les concentrations dépassent 100-400 mg/l, le magnésium peut être toxique pour certaines espèces de poissons. Lorsque les concentrations sont en deçà de 14 mg/l, le milieu aquatique est propice à la faune piscicole.

Sodium (Na)

Le sodium dont la présence est abondante dans les roches ignées et sédimentaires est facilement dilué et entraîné dans les eaux de surface et souterraines. Cependant, il n'a généralement pas d'effets adverses sur la faune aquatique à moins que les concentrations de sodium et de potassium excèdent 85 mg/l au total. À certaines concentrations, le sodium a des effets bénéfiques en réduisant la toxicité des sels d'aluminium et de potassium sur les poissons.

Potassium (K)

Les sources de potassium incluent les roches ignées, les argiles et les matériaux glaciaires. Il est généralement moins abondant que le sodium, mais il est essentiel à la croissance des plantes. Il est recyclé par la végétation aquatique. Les eaux provenant de milieux naturels contiennent en général moins de 1,5 mg/l de potassium, mais les eaux riches ou eutrophes en contiennent plus de 5 mg/l. Des concentrations de potassium au-dessus de 400 mg/l, causent

la mort de certains poissons. Les invertébrés peuvent mourir lorsque les concentrations dépassent 700 mg/l.

Manganèse (Mn)

Le manganèse que l'on retrouve dans les roches ignées est délavé à partir du sol. Aux pH en deçà de 7, la forme dominante est Mn^{++} . Les concentrations de manganèse excèdent rarement 1 mg/l dans les eaux provenant des milieux naturels. Le standard (É.-U.) pour l'eau potable est de 0,05 mg/l de manganèse.

Soufre (S)

Le soufre se rencontre dans les eaux à la suite du délavage du gypse et des roches ignées et sédimentaires. Le processus de désintégration donne des ions de sulfate oxidé (SO_4^{--}) solubles dans l'eau. Les sulfates retrouvés dans les eaux de précipitation excèdent souvent 1 mg/l et quelquefois dépassent 10 mg/l. Les fortes concentrations de sulfates dans l'atmosphère sont la conséquence de la pollution de l'air et sont l'un des facteurs les plus importants contribuant à la formation des précipitations acides. Le soufre organique peut être transformé en sulfides sous les conditions réductrices (manque d'oxygène). On obtient des sulfides de métal en présence de H_2S et d'un pH sous 7 ou en présence d'ions HS^- dans des eaux alcalines. Le sulfide H_2S dégage une senteur d'oeufs pourris. En général, les eaux abritant une faune piscicole d'espèces désirables contiennent moins de 90 mg/l de sulfate. Les eaux contenant moins de 0,5 mg/l ne supportent pas la croissance des algues. Le standard (É.-U.) pour l'eau potable est de 250 mg/l pour les sulfates.

6.3.2 Processus de transport

Les constituants chimiques dissous quittent l'écosystème terrestre par les écoulements de surface et hypodermique, et via la nappe phréatique. Ces déplacements font partie du cycle des nutriments qui comprend les intrants, les extrants et les flux des solides dissous et des gaz à travers l'écosystème. L'une des questions fréquemment soulevée est la perte de nutriments à partir des bassins boisés en relation avec la pollution de l'eau pour les usagers en aval.

Les mouvements de l'eau à travers le sol et les activités biologiques contrôlent la composition ionique de l'eau dans les cours d'eau. Les composantes les plus actives chimiquement dans le sol sont la fraction argileuse et les colloïdes organiques. Les argiles ont une forte capacité d'échange cationique par rapport aux autres minéraux composant le sol, à cause de leur grande surface par unité de volume et de leur charge électrique négative. Les colloïdes organiques ont aussi une grande capacité d'échanger les ions entre la solution et la surface des colloïdes.

Un concept simplifié des processus d'échange des argiles et des colloïdes est que les cations adsorbés sont sélectivement échangés pour des ions hydrogène présents dans l'eau du sol. Les ions hydrogène pour leur part, proviennent principalement du dioxyde de carbone dans l'eau et de la dissociation de la molécule de H_2CO_3 en ions hydrogène et bicarbonate. Le dioxyde de carbone dissous origine du métabolisme des racines et des microorganismes du sol. Seule l'eau qui demeure longtemps en contact avec les particules de sol peut accumuler une charge appréciable de dioxyde de carbone et être en conséquence efficace dans le délavage des ions minéraux. C'est la perte de ces charges accumulées qui cause des concentrations d'ions plus élevées au début des écoulements de crue.

Les études ont démontré que les concentrations d'ions et leurs relations avec le débit sont variables. À titre d'exemple, il existe une relation positive entre le débit et la concentration de H^+ et de NO_3^{--} dans les cours d'eau de bassins boisés de la Nouvelle-Angleterre. Cependant, il n'existe pas de relation entre le débit de ces mêmes cours d'eau et les ions Ca^+ , Mg^{++} , K^+ et SO_4^{--} . Les concentrations de cations individuels, considérées sur une base annuelle, semblent indépendantes de l'écoulement dans les Appalaches de l'Est des États-Unis. Une relation inverse entre le débit et la concentration des ions a été rapportée pour certains cours d'eau des Montagnes Rocheuses et de la Californie. Dans les grands cours d'eau, la concentration des ions est généralement plus faible en période de débits élevés, en partie à cause de la diminution du temps de résidence de l'eau dans le sol. En périodes de faible pluviosité et de faibles débits, le mouvement lent de l'eau dans le sol favorise les réactions chimiques. De plus, en période pluvieuse, il existe aussi un effet de dilution, diminuant ainsi les concentrations des ions dans les cours d'eau.

6.3.3 Effets de l'exploitation forestière

Processus

La récolte de la forêt produit de nombreux changements sur un bassin qui modifient les concentrations des constituants chimiques dissous dans l'eau. Les arbres coupés ne captent plus les nutriments du sol et les déchets de coupe augmentent la quantité de matière organique en décomposition. De plus, la coupe cause un réchauffement du sol et la réduction de l'évapotranspiration. La réduction de l'évapotranspiration provoque une augmentation de la teneur en eau du sol qui, à son tour, accélère l'activité des microorganismes décomposant la matière organique. La respiration accrue des microorganismes augmente la pression partielle du dioxyde de carbone dans l'atmosphère du sol. La concentration de l'anion bicarbonate augmente ainsi que le délavage des cations. De plus, l'azote produit par l'oxydation du matériel organique (nitrification) et non récupéré par la végétation peut augmenter les pertes d'azote (nitrates).

Effets sur les constituants chimiques dissous

Les résultats d'études canadiennes et québécoises (Tableaux 6.12 et 6.17) montrent de façon générale que la conductivité, le potassium, le fer et les tanins-lignines ont des valeurs plus élevées après la coupe. Les nitrates, phosphates, calcium et magnésium sont affectés dans un sens ou dans l'autre par la coupe, toutefois les augmentations sont plus fréquentes que les diminutions. Ces résultats concordent assez bien avec les prévisions établies par Krause (1982). Ce dernier s'attend à une augmentation significative de la concentration des nitrates après la coupe dans la zone couverte par les feuillus tolérants, rejoignant en ce point les résultats obtenus à Hubbard Brook au New Hampshire. En général, les changements de concentrations des constituants dissous reviennent à leur niveau normal entre 3 à 5 ans après la coupe. Cette période peut être aussi courte que 1 an dans le nord de l'Ontario (Nicolson 1975) à 9 ans en Colombie-Britannique (Feller et Kimmins 1984).

Le soufre, le sodium et le phosphore sont moins fréquemment mesurés. Le phosphore, étant un facteur limite de la productivité piscicole dans les ruisseaux du Bouclier canadien, devrait faire l'objet de mesures en relation avec les coupes.

Tableau 6.17 Changement de la concentration moyenne du calcium, du magnésium, du potassium, des nitrates, du fer et des tanins-lignines après le traitement (La Malbaie).

Traitements	Année coupe	CA (ppm)	MG (ppm)	K (ppm)	N (ppm)	FE (ppm)	T-L (ppm)
Lisière 60 m C30 (0,5 km aval coupes)	0	0.46*	0.15*	-0.15*	1.72*	0.05*	-
Lisière 30 m BT	0	0.54*	-	0.13	1.77*	0.04	0.53*
Lisière 15-30 m sur 50% longueur C18	0	-0.19	-0.13*	0.03	-0.49	0.03	0.28*
	1	-0.31*	-0.12*	-0.01	1.47*	0.04	0.24*
	2	0.25	-	0.10	0.80*	0.07*	0.20*
Lisière 15 m C31 (tributaires perturbés)	0	0.40*	0.12*	0.15*	4.03*	0.06*	0.04
Lisière 10 m A8	0	-0.09	0.03	0.07	-0.19	0.05*	-0.05
	1	-0.36*	-	0.01	1.34*	-0.02	0.15
Véhicules à 20 m B2	0	0.22	-	0.29*	1.32*	-0.08*	0.06
	1	0.62*	0.04	-	-	0.06*	0.39
B12	0	0.40*	0.08	0.25	2.64*	0.12*	0.03
	1	0.32*	-	0.35*	1.60*	0.05*	0.18
Véhicules à 10 m B5	0	0.54*	0.08	0.17	0.96*	0	-0.02*
	1	0.85*	-	0.27	0.19	0.15*	0.34*
C2b	0	0.22	-0.03	0.17	-	-0.01	0.76*
	1	0.19	-0.05	1.21*	0.51*	0.24*	1.67*
	2	-0.06	-	0.24	0.48	0.43*	0.82*
Véhicules hors du cours d'eau C9	0	0.48*	0.12*	0.07	1.45*	1.04	0.35*
	1	0.31*	-	0.27	1.18*	0.12*	0.56*
	2	0.27	0.15*	-	-	0.15*	0.37*
C30 (0,5 km en aval de la coupe de la lisière)	0	0.64*	-	0.08	1.22*	0.08*	-0.07
	1	0.97*	0.18*	0.28	-	0.09	0.25*
B22 (passages à gué)	0	-0.23	0.03	0.06	0.22	0.03	0.18
	1	1.24*	0.06	0.58*	1.35*	0.95*	1.25*
	2	1.10*	-	0.35*	0.58*	0.54*	0.38*
C14 (passages à gué)	0	0.51*	0.12*	0.01	-0.02	0.04	0.17
	1	0.43*	-	0.11	0.06	0.13*	0.41*

* Seules valeurs significativement différentes

La coupe peut augmenter l'apport d'ions dans le réseau hydrographique (Cooper 1969, Fredriksen 1972, Kunkle 1974, McColl 1969) par la réduction du recyclage des éléments et l'augmentation des taux de percolation, de lixiviation, d'érosion et de décomposition de la matière organique

Sur la Côte Ouest canadienne, après des coupes à blanc variant de 25 à 80% de la superficie, Feller (1975) mesure une augmentation de la concentration des ions et de la conductivité de l'eau. Hetherington (1976), dans la région de l'Okanagan, constate de faibles augmentations de la conductivité et de la concentration en potassium et en calcium. La concentration en phosphates diminue légèrement.

En Alberta, Singh *et al* (1974) ne trouvent aucune différence de concentration en calcium, magnésium et potassium sur un site de la partie ouest de la province soumis à des coupes à blanc progressives atteignant 40 à 70% de la superficie des bassins. Singh et Kalra (1975), sur le même site, ne mesurent aucune différence significative de concentration des éléments étudiés, incluant l'azote, le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium et le phosphore. Cependant, les pertes totales de calcium, par unité d'aire, sont plus élevées après le traitement à cause de l'augmentation de l'écoulement.

Au Minnesota, la coupe à blanc du peuplier faux tremble occupant 50% de la superficie d'un bassin n'a pas changé la concentration en éléments dissous la première année après le traitement. Cette absence de réaction la première année après la coupe de feuillus n'est pas unique. Des coupes couvrant 20 puis 45% de la superficie d'un bassin en Pennsylvanie n'ont entraîné aucun changement dans la concentration des éléments étudiés après la première coupe de 20% et durant l'année de la seconde coupe. La deuxième année, après la coupe cumulée de 45%, les nitrates augmentèrent jusqu'à 0,1 mg/l, le potassium augmenta, tandis que les concentrations en magnésium et sodium ne connurent aucun changement (Lynch *et al.* 1975).

Les études menées dans le nord de l'Ontario par Nicolson (1975), montrent que la coupe à blanc augmente la conductivité et les concentrations en fer, en potassium et en phosphates. Le pH ainsi que les concentrations en nitrates, calcium et magnésium diminuent après le traitement. La concentration de la plupart des éléments est retournée au niveau normal

l'année après la coupe, mais les pertes totales étaient plus élevées suite à l'augmentation du débit.

Au Nouveau-Brunswick, la coupe à blanc d'un bassin à dominance de feuillus a diminué la concentration en calcium sans affecter de façon significative les autres paramètres (Krause et King 1981).

Au Québec, les coupes à blanc sans protection des ruisseaux sur la Côte-Nord augmentent la conductivité ainsi que les concentrations en potassium, calcium, magnésium et fer. Lorsqu'une lisière boisée a été conservée, seuls les trois premiers paramètres ont augmenté bien que plus faiblement (Plamondon *et al.* 1982).

La coupe sans lisière de protection en Haute-Mauricie a causé une augmentation des nitrates, des phosphates, du potassium, du fer, des tanins-lignines et de la conductivité, (Hamelin 1978, Plamondon *et al.* 1982). En présence d'une lisière, seulement la conductivité et les tanins-lignines ont été faiblement modifiés.

6.4 FERTILISANTS ET PESTICIDES

Le thème de cette section déborde le domaine de compétence de l'auteur. Aussi, le sujet n'est qu'introduit, puisque les applications de fertilisant et pesticide sont complémentaires aux opérations forestières. De plus, on vise aujourd'hui à réduire les besoins en pesticides par des techniques sylvicoles appropriées et à remplacer les produits chimiques par des moyens biologiques.

Les principaux fertilisants utilisés en foresterie sont l'azote sous forme d'urée ou de nitrate d'ammonium. L'azote peut temporairement enrichir les cours d'eau par des apports directs lors des applications ou par le lessivage des fertilisants ou de ses dérivés sous formes d'ammonium ou de nitrates. Les herbicides, pour leur part, sont principalement utilisés pour supprimer la végétation feuillue lors de l'établissement de la régénération après la coupe, pour aider la croissance d'une jeune plantation ou pour réduire la revégétation le long des routes. Les insecticides sont utilisés pour la protection des forêts contre les insectes quel que soit l'âge des peuplements. Les herbicides et insecticides peuvent entrer dans l'eau par aspersion directe incluant les transports par le vent et par l'écoulement de surface ou souterrain. L'effet

des fertilisants et des pesticides en particulier est aussi lié à la grande variété des caractéristiques des produits utilisés.

Il est aussi à souligner que la fréquence d'utilisation des fertilisants et pesticides en foresterie est faible par rapport à celle que l'on rencontre en agriculture ou sur les parterres urbains. Les pesticides utilisés en milieu forestier représentent 5% (25 000 tonnes) de l'utilisation totale de ces derniers en Amérique du Nord. On traite annuellement 0.1% de la superficie de la forêt canadienne à l'aide d'insecticides. Dans le cas des fertilisants, il s'agit le plus souvent d'une application par période de rotation (50-80 ans) sur certains sites très productifs. Cette pratique n'est pas courante au Québec. La fréquence d'application des insecticides contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette dépend de la possibilité de récolter les arbres protégés et de la sévérité de l'épidémie. On applique l'insecticide lorsque l'arbre a perdu entre 60 et 75% de sa capacité photosynthétique. Pour des épidémies sévères au même endroit, il peut y avoir environ dix épandages durant une rotation. Lorsque les défoliations sont légères le nombre d'épandages est réduit.

6.4.1 Fertilisants

La quantité et la concentration d'azote (Tableau 6.18) que l'on retrouve dans le cours d'eau sont réduits lorsque le fertilisant n'est pas appliqué dans une bande le long du cours d'eau (Perrin *et al.* 1984). Les concentrations augmentent principalement durant le premier épisode pluvieux d'importance après l'application comme le démontrent les résultats de Gonzalez et Plamondon (1978). Dans le cas de l'ammonium, l'effet a duré moins de 2 mois au Québec et au Nouveau-Brunswick, tandis que la fertilisation s'est fait sentir de 3 à 5 mois sur la Côte Ouest. Les concentrations de nitrates sont demeurées plus élevées durant quelques semaines à la Forêt Montmorency et à Mohun Lake, et jusqu'à 1 an à Nashwaak et Lens Creek. Les concentrations maximales d'ammonium et de nitrates à Nashwaak sont les seules à avoir dépassées momentanément les normes pour l'eau potable. À la Forêt Montmorency, elles n'ont pas dépassé les normes de l'Organisation Mondiale de la Santé de 1971 (OMS 1971).

Tableau 6.18 Concentrations maximales en azote et pertes dans les ruisseaux drainant des bassins fertilisés

Sites	Fertilisants Application		Concentration maximale			Total N %	Référence
	Type	Taux kg N/ha	Mg N/L				
			Urée	NH ₄ -N	NO ₃ -N		
Colombie-Brit. Lens Creek	Urée	224	14	1.9	9.3	14.5	Hetherington 1985
Mohun Lake Creek	1 Urée	200	58	4.8	0.8	5.2	Perrin <i>et al.</i> 1984
Creek	2 Urée	200	0.7	0.5	0.2	2.1	
Québec F. Montmorency	Urée	150	15	3.5	1.3	1.3	Gonzalez et Plamondon 1977
Nouveau-Brunswick Nashwaak Creek 2	NA	110	–	5.5	11.5	22	Univ. N.-B. 1976

= Lisière non fertilisée le long des ruisseaux
 NA = Nitrate d'ammonium

6.4.2 Herbicides

La plupart des herbicides utilisés se décomposent rapidement et ne s'accumulent pas dans l'environnement, mais d'autres sont fixés dans le sol (Toews et Brownlee 1981). Certains herbicides peuvent demeurer plusieurs mois dans le sol, mais leur présence dans l'eau est faible et de courte durée (Freedman 1982, Newton *et al.* 1984, Wilson *et al.* 1983).

6.4.3 Insecticides

Plusieurs types d'insecticides trouvés délétères pour les poissons et les oiseaux ont été bannis entre 1960 et 1980 (Kingsbury 1984). Les niveaux de concentration de fénitrothion et d'aminocarbe mesurés dans les eaux au Québec sont demeurés sous les niveaux toxiques pour les poissons (Morin *et al.* 1986). Ces deux types d'insecticides disparaissent rapidement de l'eau et ne demeurent dans l'environnement que quelques jours à quelques semaines (Sundaram *et al.* 1984, Wilson *et al.* 1983). En cas d'usage répétitif d'insecticides,

il y a un risque d'accumulation dans l'environnement. Cependant, il n'y a pas de suivi documenté à long terme permettant d'évaluer s'il y a accumulation (Sundaram *et al.* 1984, Varty 1980). Aujourd'hui on utilise de plus en plus la bactérie pathogène Bt qui est peu toxique pour les poissons et les insectes (Eidt 1985). Cette bactérie peut demeurer jusqu'à 3 mois dans l'eau et plus longtemps dans le sol (Wilson *et al.* 1983) .

7. CATÉGORIES DE SUIVI ET DE MÉTHODES DE RECHERCHE SUR BASSIN

7.1 OBJECTIF DU SUIVI

L'évaluation du type et de la quantité de substances présentes dans l'eau requièrent des mesures représentatives de la qualité de l'eau. En général, il est nécessaire de procéder par échantillonnage parce que les mesures en continue sont difficiles et coûteuses. Une procédure d'échantillonnage ou de suivi adéquate doit être basée sur une bonne compréhension du système aquatique à échantillonner, une connaissance de la distribution dans l'espace et le temps des paramètres à échantillonner et les objectifs du suivi.

La première étape à franchir dans le développement d'un programme de suivi consiste à définir le problème, la finalité et les objectifs. Les objectifs doivent être clairement formulés et répondre aux besoins identifiés. Des critères doivent être établis dans le but de déterminer si les objectifs spécifiques ont été atteints. Ensuite, un dispositif d'échantillonnage de l'eau dans le temps et l'espace doit être mis en place afin d'obtenir les informations requises. Le programme de suivi pour évaluer l'effet des pratiques d'aménagement du territoire doit tenir compte de la nature diffuse des sources de pollution.

7.2 TYPES DE SUIVI

Il n'y a pas de classification standardisée des types de suivi pour la qualité de l'eau. La clarté des objectifs poursuivis est plus importante que la classification comme telle. Ponce (1980), regroupait en quatre types les programmes de suivi en milieu naturel: suivi de base, suivi d'inventaire, suivi de cause-à-effet et suivi d'atteinte des critères. MacDonald *et al.* (1991), proposent les sept types de suivi décrits dans les sections qui suivent. Son suivi de base inclue les suivis de base et d'inventaire de Ponce (1980).

7.2.1 Suivi des tendances

C'est un terme redondant puisque le suivi implique des mesures dans le temps. Le mot tendance est utilisé pour spécifier que les mesures sont prises à intervalles réguliers dans le temps.

7.2.2 Suivi de base

Le suivi de base est utilisé pour caractériser la qualité actuelle de l'eau dans un but de planification ou de comparaison dans le futur. Ce suivi vise à définir le niveau et la variabilité des paramètres dans le temps, mais pour une période plus courte que celle du suivi des tendances. Le suivi d'inventaire de Ponce (1980), est inclus dans le suivi de base.

7.2.3 Suivi d'exécution

Ce type de suivi vise à déterminer si les activités ont été exécutées tel que planifiées. Dans le cas des ressources naturelles, l'usage le plus courant de ce type de suivi serait de vérifier si les activités ont été effectuées selon les normes en vigueur. C'est un processus administratif qui ne permet pas de relier directement les activités d'aménagement à la qualité de l'eau.

7.2.4 Suivi de l'efficacité

Le suivi de l'efficacité vise à évaluer si chaque pratique d'aménagement a eu l'effet désiré. L'effet global des activités d'aménagement pourrait aussi être évalué sous ce type de suivi. Cependant, MacDonald *et al.* (1991) proposent d'évaluer les pratiques ou actions individuelles dans ce type de suivi. Par exemple, l'effet d'une technique de construction de ponceau sur la qualité de l'eau serait considéré sous cette rubrique, tandis que les effets cumulatifs des opérations forestières seraient considérés dans le cadre du suivi de projet.

7.2.5 Suivi de projet

Ce type de suivi vise à évaluer l'impact d'une activité ou d'un projet sur la qualité de l'eau. L'évaluation est souvent effectuée en comparant les caractéristiques de l'eau en amont et en aval des activités du projet ou encore deux cours d'eau comparés entre eux. Cet aspect est discuté dans la section dispositif d'échantillonnage.

7.2.6 Suivi de validation

Ce type comprend la validation des standards de qualité de l'eau ou d'un modèle de prédiction des paramètres de la qualité de l'eau. Les données nécessaires à la validation d'un modèle sont différentes de celles utilisées pour développer le modèle.

L'auteur croit que le suivi de validation devrait aussi être utilisé pour valider les modalités de coupe pour satisfaire les besoins de protection de l'eau. Ce type de suivi est complémentaire à la recherche visant à définir les modalités requises en vue de la protection de la ressource eau ou de l'amélioration de la productivité du milieu aquatique.

7.2.7 Suivi d'atteinte des critères

Ce suivi vise à savoir si les critères de qualité de l'eau ont été rencontrés. Généralement la localisation et la fréquence de la prise des échantillons ainsi que les méthodes de mesures sont spécifiées lors de l'établissement des critères. Par exemple, un seuil de concentration ne devra pas être dépassé plus de trois fois par 20 échantillons collectés et analysés selon une méthode définie.

7.3 MÉTHODES DE RECHERCHE SUR BASSIN

On regroupe généralement en trois catégories les méthodes permettant d'insérer les effets des utilisations du territoire sur le régime d'écoulement et la qualité de l'eau. Il s'agit des parcelles échantillons, des bassins expérimentaux et de la modélisation. La parcelle échantillon permet d'étudier les processus comme l'interception, l'infiltration, l'érosion, le délavage du sol, etc, qui sont à l'origine des modifications du régime hydrique et de la qualité de l'eau. Ainsi, la parcelle-échantillon permet d'estimer et d'expliquer le sens des changements dans le cours d'eau, mais ne permet pas de les quantifier. La modélisation, une fois le modèle calé (calibré) et validé à l'aide de bassins expérimentaux, devient un outil puissant pour aider la prise de décision sur l'utilisation du territoire et guider le suivi. L'approche basée sur le bassin expérimental est toutefois une phase incontournable.

7.3.1 Bassin expérimental: Définition et limites

Le bassin expérimental est un moyen pragmatique et concret pour l'hydrologue afin de répondre à la question: "*Quels sont les effets sur le régime et la qualité des eaux de telle ou telle action ou activité de l'homme sur le milieu?*". L'expérimentation permet de modifier une partie du complexe physique et vivant du bassin versant, sans pouvoir influencer ou contrôler d'aucune manière les conditions climatiques. De plus, cette expérimentation n'est pas reproductible à cause du caractère aléatoire des intrants et du caractère destructif et irréversible de manipulations, telles que la déforestation, qui ne sont pas renouvelables à une échelle de temps humaine. Chaque système hydrologique étant unique, il est pratiquement impossible de répéter la même expérimentation. Le seul contre-exemple bien connu est le bassin expérimental de Coweeta 13 aux USA (16 ha), étudié en forêt de 1936 à 1939, coupé à blanc en hiver 1939-40, laissé en recrû naturel et recoupé 23 ans plus tard en hiver 1963-64 (Swank et Helvey 1970).

Le bassin expérimental doit concilier la représentativité et la maîtrise du traitement expérimental. L'utilisation de bassins de petites dimensions permet le contrôle des traitements par les responsables de la recherche. Toutefois, le type et l'ampleur des traitements sont souvent guidés par les considérations économiques de l'exploitation forestière. D'autre part, pour tirer pleinement partie des résultats de l'expérimentation, il est hautement souhaitable de pouvoir replacer l'objet étudié dans l'ensemble régional, c'est-à-dire de disposer d'éléments représentatifs du bassin versant. À ce stade, il y a antinomie entre un bassin expérimental de grande surface, qui est censé être un estimateur hydrologique plus représentatif qu'un bassin plus petit et la possibilité de contrôler l'amplitude, la nature, l'époque et l'homogénéité des traitements. En ce qui concerne le régime d'écoulement, il y a évidemment une contrainte forte à connaître avec une précision suffisante et constante les paramètres hydrologiques avant, pendant et après les manipulations. Il faut pouvoir comparer les valeurs enregistrées en phases expérimentales à celles que l'on aurait observées dans les mêmes conditions climatiques en l'absence de tout traitement.

7.3.2 Méthode avec un seul bassin

Régime d'écoulement: L'information collectée, qui comporte obligatoirement la mesure de la précipitation et du débit, porte exclusivement sur le bassin étudié et couvre une période

pendant laquelle les conditions d'occupation du sol ont changé. Outre le cas des transformations continues et progressives du couvert végétal, cette approche est souvent pratiquée pour étudier l'impact d'une calamité naturelle inattendue comme le feu ou une épidémie d'insectes (Baker 1984, Bethlamy 1975, Langford 1976, Love 1955). De plus, c'est souvent la seule méthode applicable pour évaluer les effets anthropiques sur de très grands bassins comme la tête du Mississippi par exemple (Verry 1986). L'interprétation de ces résultats s'apparente à une analyse de tendance cherchant à mettre en évidence des dérives dans les bilans précipitations-débits (Liebscher 1980) et dans les fonctions de production des débits à l'échelle de l'averse (Camus *et al.* 1976) ou de la fonte printanière (Verry 1986).

L'interprétation des résultats à partir de cette approche est sans conteste très délicate, quand on sait qu'un grand nombre d'hydrologues étudie les dérives existant dans les séries hydrologiques, pour les imputer à l'évolution des séries climatiques. Bien sûr, la solution utopique demeure la mise au point d'un modèle hydrologique susceptible de fonctionner dans des conditions climatiques actuelles ou futures, qui ont pu ne jamais avoir été observées en phase de calage et la possibilité de valider les prédictions faites à partir de ce modèle. Mais cette approche n'est pas moins nécessaire, car c'est la seule qui soit applicable sur de grands ou de très grands bassins versants, pour évaluer les effets anthropiques à ces échelles.

Qualité de l'eau: En utilisant une longue série chronologique des paramètres de la qualité de l'eau, il est probable que l'effet de la coupe annuelle sur plus de 25-50% de la superficie du bassin puisse être détecté si elle n'est pas suivie par d'autres traitements. Sur un grand bassin, l'effet cumulé de coupes annuelles sur 2 à 5% de la superficie ne sera probablement pas détectable par cette approche, car l'effet sera faible et confondu avec les changements des apports atmosphériques et le régime d'écoulement.

7.3.3 Méthode avec bassin témoin sans phase préalable de calibration

C'est la méthode du "fait accompli", qui consiste à étudier les caractéristiques des écoulements provenant de bassins avec couvertures végétales différentes. On présume que les systèmes hydrologiques ou hydrogéochimiques sont identiques, toute différence étant imputée à la végétation.

Régime d'écoulement: Les bassins choisis sont déclarés hydrologiquement semblables au vu de divers paramètres physiographiques (surfaces, pentes, sols, etc.) et le traitement sur le bassin expérimental commence dès le début de la période d'étude. Dans la réalité, on utilise cette approche parce que le traitement est déjà fait (par exemple la coupe à blanc). Toutes les différences de comportement entre bassins, mesurées pendant l'expérimentation, sont imputées au traitement ou aux différentes occupations du sol (Adamson 1974, Bailly *et al.* 1974, Pathak *et al.* 1984). L'évidence de la très forte variabilité spatiale naturelle des bassins versants ne permet pas de tirer des conclusions solides par cette filière. Pour en améliorer la performance, certains auteurs multiplient le nombre de bassins dans une même situation de couverture végétale ou de traitement et constituent ainsi un échantillon dans chaque catégorie pour intégrer l'hétérogénéité spatiale (Swanson et Hillman 1977). L'interprétation des résultats de tels montages est à base statistique (comparaisons de moyennes, analyses de variance, etc). Outre le fait que la méthode d'analyse puisse paraître d'une indigence disproportionnée (pour un hydrologue!), avec les efforts et les coûts de suivis hydrométriques effectués pendant plusieurs années et sur de nombreux bassins, elle débouche souvent sur l'indétermination statistique, c'est-à-dire qu'elle ne permet pas de conclure à l'existence de changements significatifs pour un risque raisonnable, généralement de l'ordre de 5% ou 10% (Singh *et al.* 1974, Heede 1987).

Les Helvètes peuvent être tenus pour les précurseurs en matière d'études analytiques comparatives de l'occupation des sols, sur bassins versants sans calage, entreprises dans leur pays dès 1900 (Engler 1919).

Qualité de l'eau: À l'intérieur d'une région donnée, lorsque l'assise géologique est uniforme, les paramètres qui caractérisent la qualité de l'eau varient à l'intérieur de limites assez étroites. En utilisant comme témoins plusieurs bassins naturels, il est possible de déterminer si le traitement cause des changements suffisamment grands pour modifier les caractéristiques de l'eau, de façon à ce qu'elles sortent des limites naturelles. Cependant, on ne peut pas quantifier précisément l'effet du traitement. Cette approche a été utilisée, en combinaison avec des bassins jumelés calibrés durant une période d'un an, par l'auteur au Québec.

7.3.4 Méthode avec bassin témoin et avec phase de calage préalable à l'expérimentation (bassins jumelés, pairés, appairés)

Régime d'écoulement: Dans cette variante, on conserve un bassin dans l'état originel tout au long de l'expérience. Celui-ci sert de base pour construire la fonction de prédiction du comportement du bassin expérimental. Les deux bassins sont choisis les plus proches possibles, en parenté hydrologique et en distance. Dans certaines conditions, l'analyse des débits suffit puisque les intrants sont réputés identiques dans les deux systèmes. Cette particularité s'applique également au sous-groupe précédent (hydrologie comparative sans calage). L'étude simultanée du bassin expérimental et du témoin, durant une première étape ou période de calibration, permet d'établir les relations du comportement, pour diverses composantes de l'écoulement, entre le bassin expérimental et le témoin. Ces relations sont appliquées après le traitement pour prédire le comportement du bassin en l'absence de traitement. Les deux bassins étant toujours soumis au même régime climatique, la différence entre les valeurs mesurées et prédites est attribuée au traitement (coupe).

L'approche des bassins jumelés mise au point en 1911 (Bates et Henry 1928) est considérée comme la plus fiable (Bates et Henry 1928, Hewlett et Pienaar 1973, Kovner et Evans 1954, Plamondon *et al.* 1976b, Plamondon et Naud 1976, Reinhart 1967, Swindel et Douglass 1984, Wilm 1943, Wicht 1967).

Qualité de l'eau: L'approche par bassins jumelés est aussi la plus recommandable pour établir les effets de la coupe sur les caractéristiques de la qualité de l'eau, les bilans massiques de divers éléments et probablement la productivité biologique.

7.3.5 Bassins imbriqués

La méthode basée sur les bassins imbriqués n'est qu'une variante de celle des bassins jumelés avec ou sans période de calibration. Dans le cas des bassins imbriqués, il s'agit d'un petit bassin qui est jaugé à l'intérieur d'un bassin plus grand, lui aussi jaugé. Il peut y avoir plusieurs petits bassins contenus dans le plus grand. Dans cette approche, le débit provenant de la partie du grand bassin située à l'extérieur du petit bassin jaugé est obtenu par différence entre les débits des deux bassins. L'erreur d'estimation du débit est donc plus grande puisqu'elle combine les erreurs des deux stations de jaugeage. Il faut donc que le traitement

ait un effet plus grand pour être détecté avec l'aide des bassins imbriqués par rapport aux bassins jumelés.

7.3.6 Dispositif basé sur les biefs successifs

Cette méthode est une alternative à la méthode des bassins jumelés pour les grands bassins. La comparaison des paramètres pertinents entre biefs traités et non traités dans un même cours d'eau a été proposée par certains. En alternant les traitements d'un bief à l'autre, en procédant de l'amont vers l'aval (ou vice versa), chaque traitement peut être dupliqué. L'avantage de la méthode est d'évaluer l'effet des traitements sur les paramètres pertinents en présence d'un régime d'écoulement, d'une population de poissons et des mêmes conditions physicochimiques découlant de la géologie du bassin. Toutefois, les facteurs climatiques, géologiques et biologiques induisent un gradient de l'amont vers l'aval aux caractéristiques physiques, morphologiques et biologiques du cours d'eau. Le continuum est modifié par la présence de lacs et affecté par les activités humaines (Vannote *et al.* 1980). Le désavantage est que certains changements induits par un traitement sont transmis vers l'aval, ce qui confond les résultats des traitements. La période de calibration varie aussi en fonction des paramètres et du nombre de biefs.

Ainsi, l'effet de l'un ou de plusieurs traitements sur la plupart des caractéristiques physicochimiques de l'eau ne peut pas être évalué par cette méthode. Les paramètres qui permettraient d'évaluer l'effet du traitement par cette méthode sont :

- l'abri offert aux poissons par la végétation riveraine
- l'ombrage, la lumière et le réchauffement de l'eau (en tenant compte du débit)
- l'apport de matières organiques (surtout par les feuilles)
- l'apport d'insectes terrestres
- l'abondance et les espèces d'insectes aquatiques (larves)
- la distribution des poissons
- la survie des oeufs et alevins.

7.3.7 Durée de la période de calage ou de calibration

La durée minimale requise pour la période de calage a fait l'objet de beaucoup de discussions et de recommandations (par ex. Kovner et Evans 1954). Cette durée augmente avec l'irrégularité interannuelle et les contrastes saisonniers et dépend du degré de "parenté fonctionnelle" du témoin avec le bassin expérimental. Une compilation des expérimentations pratiquées montre que des critères plus circonstanciels ont souvent présidé à la durée du calage: l'urgence d'obtenir l'information requise pour l'aménagement, le caractère commercial des coupes, le financement assuré pour une période fixe, l'opportunité de disposer d'une longue série de données sur un bassin manipulé, etc. On constate que dans l'ensemble les périodes de calage sont de durées très variables et souvent assez longues. On a utilisé, à titre d'exemples, une période de six mois pour analyser les crues au Texas (Blackburn *et al.* 1986), un an pour l'analyse du rendement en eau et des ions dissous en Georgie (Hewlett *et al.* 1984), 17 mois pour étudier la qualité de l'eau en Turquie (Balci *et al.* 1986) et deux ans pour l'étude des nutriments en Colombie-Britannique (Feller et Kimmins 1984). Des périodes de sept ans au Québec (Plamondon et Ouellet 1980), 20 ans en Finlande (Seuna 1980) et 30 ans au Colorado (Bethlamy 1974) ont été utilisées dans des études sur le régime d'écoulement.

La période de calibration peut être raccourcie lorsque les conditions climatiques sont suffisamment uniformes pour établir une bonne relation en peu de temps. On peut aussi accepter une marge d'erreur plus élevée pour réduire la période de calibration. Enfin, la façon la plus appropriée est probablement d'augmenter le nombre de bassins dont le couvert forestier est conservé intact ainsi que le nombre de bassins soumis à la coupe (Swanson et Hillman 1977). La mesure des débits en continu peut être réduite à des mesures ponctuelles journalières ou même aux 4 jours lorsqu'il s'agit d'évaluer l'effet sur le débit moyen. Toutefois, pour les débits de pointe, il faut des mesures en continu durant les périodes critiques.

En ce qui concerne la qualité de l'eau, la période de calibration peut être réduite en prenant, en même temps, des mesures dans plusieurs cours d'eau. Cette approche permet d'établir les limites de la variation spatiale des paramètres de qualité de l'eau et de les comparer aux mesures prises après la coupe. La mesure des débits n'est pas nécessaire pour évaluer les effets de la coupe sur la concentration des éléments nutritifs, des sédiments et de l'oxygène

dissous ou sur la température de l'eau et la conductivité électrique. Les débits sont nécessaires lorsque l'objectif est d'établir des bilans massiques de divers éléments à l'échelle du bassin.

7.4 PROGRAMME DE SUIVI-RÉFLEXIONS

On peut envisager un programme de suivi selon deux approches que je qualifierais de statistique et de gestion.

7.4.1 Approche statistique

Dans cette approche, on utilise des normes quantitatives comme cela se pratique pour les sources de pollution ponctuelle (ex. industrielle) et comme dans certains États américains, pour la pollution diffuse. On a alors des normes qui se présentent comme suit:

- a) La concentration moyenne des sédiments en suspension ne doit pas dépasser de plus de 10% la concentration naturelle en aval de l'aire de coupe, pendant la période de coupe ou après la période de coupe (ou jusqu'à ce que l'on ait reçu un total de 100 mm de précipitation).
- b) La concentration des sédiments en suspension ne doit pas dépasser un maximum de 25 mg/l durant plus de 10% du temps durant une certaine période.
- c) La concentration moyenne des sédiments en suspension ne doit pas dépasser 25 mg/l à 1km en aval des opérations forestières.

Ce type de normes propose des quantités à ne pas dépasser en fonction de la distance des opérations forestières, d'un laps de temps ou d'une fréquence donnée. On peut aussi combiner des fonctions de durée, d'espace et de fréquence. Pour vérifier si les opérations forestières respectent les normes, il faut établir un programme d'échantillonnage. Le nombre de points de mesure et la fréquence de l'échantillonnage seront d'autant plus élevés que le paramètre à évaluer est variable en fonction de l'espace, du temps ou des opérations forestières.

Ainsi, pour évaluer si la concentration des sédiments en suspension dépasse 25 mg/l durant 10% du temps, il peut être nécessaire de prendre 4 à 5 échantillons par jour durant la période considérée. On atteint facilement une centaine d'échantillons à prendre et à analyser dans un cours d'eau. Il faut donc un suivi très intensif et par conséquent très dispendieux. En supposant que la concentration moyenne en conditions naturelles soit connue et que l'on désire vérifier si la moyenne après la coupe demeure en deçà de 10% de la première, il sera nécessaire de collecter des centaines d'échantillons en régime de débits variables. Des normes similaires sont aussi utilisées pour les débits.

À titre d'exemple, les coupes dans les forêts nationales de la partie Ouest de l'Idaho doivent respecter les contraintes suivantes (USDA FS 1977):

- a) L'augmentation du débit annuel ne doit pas dépasser 10%, quoique ce pourcentage puisse être ajusté à la hausse ou à la baisse selon la stabilité du lit des cours d'eau et le type de sol.
- b) L'augmentation du débit, du mois ayant le plus fort écoulement, ne doit pas dépasser 20%.
- c) L'augmentation de la période de débit élevé ne doit pas dépasser 20%. Il s'agit de la période durant laquelle l'écoulement excède le débit correspondant à 75% du débit moyen mensuel le plus élevé mesuré en conditions non perturbées.

Dispositif d'échantillonnage: Le dispositif d'échantillonnage d'un programme de suivi doit comprendre la localisation des stations pour satisfaire les objectifs et le type de suivi. Le suivi de l'efficacité ou du projet peut être réalisé à l'aide de bassins jumelés et de biefs successifs soumis à des traitements différents. Les biefs successifs sont appropriés pour le suivi d'atteinte des critères. Le suivi de base requiert que les stations soient localisées de façon à caractériser la qualité des cours d'eau. Généralement à l'aval d'une zone turbulente qui assure que l'on ne mesure pas un effet local. En général, plusieurs cours d'eau sont échantillonnés de façon à estimer la variabilité dans l'espace en plus de celle dans le temps. Sans un échantillonnage intensif les résultats de cette approche peuvent être continuellement contestés.

7.4.2 Approche de gestion

L'approche de gestion est une alternative à l'approche statistique qui consiste à contrôler l'application des modalités prescrites. Par exemple, la recommandation d'installer un ponceau de 75 cm de diamètre pour drainer un bassin de 1 km² est facilement vérifiable. Ce type d'information est plus difficilement contestable que des données statistiques.

Dans ce type d'approche, les modalités d'intervention sont d'abord définies par un programme de recherche qui a pour objectif d'établir la relation entre les modalités des opérations forestières et les modifications ayant cours dans le milieu aquatique. Ensuite on peut effectuer des petites études spécifiques pour valider les résultats de recherche ou pour ajuster localement les modalités d'intervention, lorsque les observations visuelles ou les résultats d'échantillonnages extensifs le justifient. À titre d'exemple, dans le cadre d'un suivi, le vérificateur peut observer un ensemble de ponceaux et trouver que les ponceaux d'un secteur ne sont pas suffisamment grands. La modalité concernant la dimension des ponceaux peut alors être ajustée.

8. RECOMMANDATIONS

8.1 ÉCOULEMENT ANNUEL ET D'ÉTIAGE:

8.1.1 Problèmes et opportunités

Coupe: La coupe à blanc ou d'éclaircie cause une augmentation de l'écoulement annuel et de l'écoulement en période d'étiage estival. Ces effets ne causent pas de problème. La coupe pratiquée dans le but d'augmenter le débit d'étiage est une opportunité, mais elle est de nature temporaire. En effet, le débit d'étiage aura tendance à revenir à la normale avec le rétablissement de la régénération.

Toutefois, la coupe à blanc, dans les endroits où la forêt augmente la précipitation en captant le brouillard, aurait pour effet de réduire l'écoulement annuel et l'écoulement d'étiage. C'est certainement un facteur à considérer dans un endroit où les ressources en eau sont limitées et où il est difficile de s'approvisionner ailleurs (ex. une île).

Reboisement: Le reboisement des terres agricoles marginales cause des diminutions de l'écoulement annuel et de l'étiage d'été à moins que l'évapotranspiration plus élevée soit compensée par une plus grande infiltration de l'eau dans le sol. Cette réduction du débit est un facteur à considérer dans les prévisions de la disponibilité en eau, surtout dans les localités où l'on capterait déjà toute l'eau de surface ou souterraine durant la période d'étiage estivale.

8.1.2 Solutions ou recherches

Coupe: La mise sous aménagement intensif d'un bassin, en y effectuant régulièrement des coupes à blanc ou d'éclaircie et en modifiant les essences, permettrait peut être de maintenir une légère augmentation du débit d'étiage par rapport à une forêt naturelle durant sa période de croissance maximale. Cependant, cette augmentation serait négligeable par rapport aux fluctuations d'une année à l'autre des débits en période estivale.

Aux endroits où le captage du brouillard apparaît important, il est nécessaire de mener des recherches afin de quantifier l'effet de la végétation et de planifier les coupes ou le reboisement en conséquence.

Reboisement: De façon générale, on peut seulement agir sur le choix des essences à reboiser et planifier en fonction d'une réduction éventuelle de l'écoulement aux endroits où l'eau est toute utilisée en période d'étiage. Il peut être important d'établir par la recherche l'ampleur de la diminution de l'écoulement, afin de planifier par exemple, la construction de réservoirs.

Le reboisement peut s'avérer un moyen efficace pour capter le brouillard et retenir la neige en hiver dans des endroits comme les îles, qui doivent s'autosuffire en eau.

8.1.3 Suivi ou gestion

Il n'y a pas de suivi à préconiser en fonction de l'écoulement annuel et de l'étiage estival. D'une part, il faut planifier en fonction d'une réduction de l'écoulement qui peut causer des difficultés dans les cas où la ressource eau est utilisée à son maximum et d'autre part, c'est la recherche qui doit être envisagée pour répondre aux questions soulevées.

8.2 DÉBITS DE POINTE

8.2.1 Problèmes et opportunités

La coupe à blanc peut augmenter les crues de pluie sur les petits bassins (0-25 km²) en augmentant la teneur en eau du sol, mais surtout en accélérant le cheminement de l'eau sur le bassin. Dans le cas du cheminement de l'eau sur le bassin, les réseaux de sentiers de débusquage et de chemins peuvent être des éléments importants d'une réponse plus rapide du bassin à la précipitation.

La coupe à blanc totale d'un bassin augmente plus fortement les crues au début de la période de fonte qu'elle ne les diminue vers la fin de cette même période. L'effet de la coupe sur la crue printanière est plus importante sur les bassins qui dépassent une certaine superficie (10 km² environ), car c'est surtout le volume d'eau disponible qui est important dans ce cas.

Les augmentations du débit de crue posent différents problèmes reliés à la dimension des structures comme les ponceaux et à la qualité de l'eau et du milieu aquatique. Le choc acide printanier, l'apport de débris organiques et l'érosion sont des causes d'altération du milieu aquatique reliées au crues.

8.2.2 Solutions ou recherches

La première action à prendre est de planifier le réseau de sentiers de débusquage et de chemins de façon à éviter une expansion du réseau de drainage. Cette expansion peut favoriser la synchronisation des écoulements provenant de zones qui répondent rapidement à la précipitation et qui n'étaient pas directement reliées au réseau hydrographique. Ces zones sont principalement les aires saturées sur sols minces et abruptes.

En ce qui concerne les crues en période de fonte, on peut planifier la distribution des assiettes de coupe et la proportion totale du bassin qui peut être en aire équivalente de coupe à blanc. C'est la solution à privilégier pour minimiser les probabilités d'augmentation des crues de fonte. Des modalités peuvent être proposées en se fiant aux connaissances sur la fonte au Québec et sur les études sur bassins effectuées ailleurs. La mise en place d'un programme de recherche sur la fonte de la neige et le gel du sol est nécessaire pour valider les modalités proposées dans ce texte.

8.2.3 Suivi ou gestion

Un suivi de l'efficacité est recommandé dans le cas des réseaux de sentiers de débusquage et de chemins d'accès. Il s'agit dans un premier temps de mettre en place un réseau d'observation systématique des effets du réseau d'accès sur l'écoulement de pointe. Ces observations pourront justifier la mise en place d'un projet de recherche visant à déterminer si le réseau de voies d'accès est important dans la génération des crues et si les modalités proposées sont efficaces.

Un suivi d'efficacité doit aussi être mis en place pour vérifier l'efficacité des ponceaux et proposer des ajustements aux dimensions recommandées.

8.3 QUALITÉ DE L'EAU ET PRODUCTIVITÉ DU MILIEU AQUATIQUE

8.3.1 Problèmes et opportunités

Les problèmes potentiels de qualité du milieu aquatique reliés aux opérations forestières sont causés par les apports directs de sédiments, de débris ligneux et de pesticides. Les deux

premières causes sont reliées à la construction des chemins ou à des coupes en bordure du cours d'eau. Toutes ces activités sont contrôlables; elles peuvent être effectuées selon des modalités qui protègent le milieu aquatique.

L'apport de constituants chimiques dissous suite au délavage du sol après la coupe est un effet non contrôlable, mais qui ne produit pas, sous nos conditions, des effets négatifs mesurables sur le milieu aquatique.

L'enrichissement du milieu aquatique et la possibilité de modifier l'ensoleillement des cours d'eau et la composition de la végétation riveraine sont des opportunités à considérer dans le cadre d'un aménagement intégré du territoire. L'ajout artificiel de phosphore dans les rivières à saumon en Colombie-Britannique est considéré comme une approche économique.

8.3.2 Solutions ou recherches

La solution aux problèmes de qualité de l'eau repose sur des mesures préventives comme celles incluses dans les modalités d'intervention en milieu forestier. Suite aux résultats de suivi et de recherche, il apparaît possiblement nécessaire d'améliorer les critères de protection reliés aux réseaux de sentiers de débusquage et de chemins en forêt.

Les apports (pertes du milieu terrestre) de constituants dissous au milieu aquatique peuvent être limités par l'étendue des coupes, le maintien de zones de végétation pouvant absorber les éléments non retenus dans le parterre de coupe et en visant une revégétation efficace dans le recyclage des éléments. On peut agir sur la végétation laissée lors de la coupe et sur celle qui s'établira après la préparation du terrain.

Un programme de recherche doit être entrepris pour évaluer la productivité du milieu forestier et du milieu aquatique en fonction des traitements sylvicoles. La disponibilité en nourriture exogène pour la faune aquatique doit être évaluée en fonction de l'orientation, de la largeur et de la composition des lisières boisées le long des cours d'eau. Ce programme doit aussi comprendre des études sur les effets du phosphore et de l'augmentation de la température de l'eau sur la productivité du milieu aquatique.

8.3.3 Suivi ou gestion

En ce qui concerne la qualité de l'eau, le suivi devrait être limité à la vérification de la présence ou de l'absence de produits toxiques et à l'évaluation de l'efficacité des modalités concernant le réseau routier.

La protection doit reposer sur la gestion des modalités d'intervention préalablement évaluées dans le cadre d'un programme de recherche.

8.4 PRODUCTIVITÉ DU MILIEU TERRESTRE

La productivité du milieu terrestre n'est pas l'objet du présent document, mais il existe une relation directe entre celle-ci, le cheminement de l'eau et la productivité du milieu aquatique. La productivité du milieu terrestre en relation avec la coupe doit faire l'objet d'un programme d'étude dans lequel on devra considérer particulièrement les sols minces et les pentes fortes que l'on prévoit soumettre aux opérations commerciales.

9. RÉFÉRENCES

- ADAMSON, C.M., 1974. Effects of soil conservation treatment on runoff and sediment loss from a catchment in southwestern New South Wales, Australia. *In* Effects of Man on the interface of the hydrological cycle with the physical environment. Proceedings of the Paris Symposium, September 1974, Pub. IAHS no 113: 3-14.
- ADAMUS, P.R., H.L. BROWN and P.C. LEEPER, 1986. Impacts of forest practices on stream ecosystems and wetlands. *In* Is good wildlife management? J.A. Bissonnette (éd.), pp. 91-106. Maine Agr. Exp. Sta., Univ. of Maine, Miscellaneous Publication no 689, 377p.
- ANDERSON, H.W., 1952. How will you have your water? *J. For.* 50(3): 135.
- ANDERSON, H.W., 1960. Water management forestry - A model approach. Fifth World Forestry Congress Proc. 5 p.
- ANDERSON, H.W., 1976. Fire effects on water supply, floods and sedimentation. Proc. 15th Ann. Fall Timbers Fire Ecol. Conf. Pacific Northwest (Portland, Oreg., Oct. 16-17, 1974) pp. 249-260, illust.
- ANDERSON, H.W. and R.L. HOBBA, 1959. Forests and floods in the northwestern United States. *Int. Ass. Sci. Hydrol. Publ.* 48: 30-39.
- ANDERSON, H.W., M.D. HOOVER and K. G. REINHART, 1976. Forest and water: effects of forest management on floods, sedimentation and water supply. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-18: 115 p.
- ANDERSON, H.W. and H.K. TROBITZ, 1949. Influence of some watershed variables on a major flood. *J. For.* 47: 347-356.
- AUBERTIN, G.M. and J.H. PATRIC, 1974. Water quality after clear-cutting a small watershed in West Virginia. *J. Envir. Qual.* 3(3): 243-249.
- AUSSENAC, G., 1970. Aperçu du rôle de la forêt dans l'économie de l'eau. *Revue Forestière Française* XXII (6): 603-618.

- AUSSENAC, G., 1972. Étude de l'évapotranspiration réelle de quatre peuplements forestiers dans l'Est de la France. *Annales Des Sciences Forestières*, 29(3): 369-389.
- AUSSENAC, G., 1975. Couverts forestiers et facteurs du climat: leurs interactions, conséquences écophysologiques chez quelques résineux. Thèse Doct. Sci. Nat., Univ. Nancy, 234 p.
- AUSSENAC, G., 1981. L'interception des précipitations par les peuplements forestiers. *La Houille Blanche*, 7/8, pp. 531-536.
- AUSSENAC, G. et C. BOULANGEAT, 1980. Interception des précipitations et évapotranspiration réelle dans des peuplements de feuillus (*Fagus sylvatica L.*) et de résineux (*Pseudotsuga Menziesii*). *Annales Des Sciences Forestières*, 37(2): 91-107.
- BAILEY, R.W., 1948. Reducing runoff and siltation through forest and range management. *J. Soil and Water Conserv.* 3: 24-31.
- BAILLY, C., G. BENOIT de COIGNAC, C. MALVOS, J.M. NINGRE et J.M. SARRAILH , 1974. Étude de l'influence du couvert naturel et de ses modifications à Madagascar - Expérimentations en bassins-versants élémentaires. *Cahiers Scientifiques no 4, Bois et Forêts des Tropiques, CTFT, Nogent-sur-Marne.*
- BAKER, M.B. Jr., 1984. Changes in stream flow in an herbicide-treated Pinyon-Juniper watershed in Arizona. *Wat. Resour. Res.*, 20(11): 1639-1642.
- BALCI, A.N., N. OZYUVACI and S. OZHAN, 1986. Sediment and nutrient discharge through streamflow from two experimental watersheds in mature oak-beech forest exosystems near Istanbul, Turkey, *J. Hydrol.*, no 85: 31-47.
- BARRY, R., M. PREVOST, J. STEIN and A.P. PLAMONDON, 1990a. Applications of snow cover energy and mass balance model in a balsam fir forest. *Wat. Res. Research.* 26 (5): 1079-1092.
- BARRY, R., M. PREVOST, J. STEIN and A.P. PLAMONDON, 1990b. Simulation of snowmelt runoff pathways on the lac Laflamme watershed. *Journal of Hydrology.* 113: 103-121.
- BATES, C.A. and A.J. HENRY, 1928. Forest and Streamflow experiment at Wagon Wheel Gap. Colorado, *Monthly Weather Rev. Suppl. no. 30.*, 79 p. illus.

- BEAUDRY, P.G., 1984. Effects of forest harvesting on snowmelt during rainfall in coastal British Columbia. M.F. thesis, Faculty of Forestry, University of British Columbia, Vancouver, B. C. 185 p.
- BEHNKE, A.C. and J.B. WALLACE, 1980. Trophic basis of production among net-spinning caddis-flies in a southern Appalachian stream. *Ecology* 61: 108-118.
- BENTON, G.S., R.T. BLACKBURN and V.O. SNEAD, 1950. The role of the atmosphere in the hydrologic cycle. *Trans. Amer. Geophys. Union.* 31: 61-73.
- BERNARD, A.E., 1945. Le Climat écologique de la cuvette centrale congolaise. INEAC, Bruxelles.
- BERNDT, H.W. et W.B. FOWLER, 1969. Rime and hoarfrost in upperslope forests of eastern Washington. *J. For.* 67(2): 92-95.
- BERNDT, H.W. and G.W. SWANK, 1970. Forest land use and streamflow in central Oregon. U.S. For. Serv. Res. Pap. PNW-93: 15 p.
- BERRY, D., 1975. Modeling the impact of logging debris on the dissolved oxygen balance of small mountain streams. M.S. Thesis, Oregon State Univ., 163 p.
- BETHLAMMY, N., 1974. More streamflow after a bark beetle epidemic. *J. Hydrol.*, no 23: 185-189.
- BETHLAMMY, N., 1975. A Colorado episode: Beetle epidemic, ghost forests, more streamflow. *Northwest Sci.* 42(9): 95-105.
- BIOLLEY, P., 1934. Forêt et pluviosité. *C.R. Séances Acad. Agric.*, p. 75-85.
- BLACK, P.E., 1968. Streamflow increases following farm abandonment on Eastern New York Watershed. *Wat. Resour. Res.*, 4: 1171-1178.
- BLACKBURN, W.H., J.C. WOOD and M.G. DE HAVEN, 1986. Storm flow and sediment losses from site-prepared forestland in East Texas. *Wat. Resour. Res.*, 22(5): 776-784.
- BOCHKOV, A.P., 1970. Influence des forêts sur le débit des cours d'eau. *Nature et Ressources, UNESCO*, VI(1): 11-13.

- BOSCH, J.M., 1979. Treatment effects on annual and dry period streamflow at Cathedral Peak. *S. Afr. For. J.* 108: 29-38.
- BOSH, J.M. and J.D. HEWLETT, 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55: 3-23.
- BRANKS, C.H. and C. KROMHOUT, 1963. The effect of afforestation with *Pinus radiata* on summer baseflow and total annual discharge from Jonker-schock catchments. *For. Afr.*, 3: 43-65
- BRAQUE, R., 1982. La forêt et ses problèmes dans le Sud du Bassin Parisien (Berry - Nivernais). Étude de Géographie Physique. Thèse Doct. État, Univ. de Paris VIII, 3 vol., 943 p.
- BRAUN, R., 1990: Techniques de mesures de l'évolution de l'eau stockée sous forme de neige dans le bassin de la Petite Fecht (versant alsacien des Bosges, France). D.E.S. de Sciences Nat., Univ. de Strasbourg, CEREG, 71 p.
- BROWN, G.W., 1971. Water temperature in small streams as influenced by environmental factors. *In: Forest Land Uses and Stream Envir.*, ed. J.T. Krygier and J.C. Hall, pp. 175-193.
- BROWN, G.W. and J.T. KRYGIER, 1979. Effects of clear-cutting on stream temperature. *Wat. Resour. Res.* 6: 1133-1139.
- BROWN, J.C., 1977. Forest and moisture; or the effects of forests on humidity of climate. Simpkin, Marshall, London.
- BRUCE, J.P. et R.H. CLARK, 1967. Introduction to hydrometeorology. Pergamon Press, Toronto, 311 p.
- BUBENICKOVÁ, L. and L. KASPAREK, 1990. Effects of clearcutting on hydrological regime in the Jizera Mountains, Czechoslovakia. Proceedings, Hydrological research basins and the environment: International conference, Wageningen, The Netherlands. pp. 149-159.
- BULTOT, F., G. DUPRIEZ and D. GELLENS, 1990. Simulation of land use changes and impacts on the water balance. A Case study for Belgium. *J. Hydrol.*, 114: 327-348.

- BURNS, J.W., 1972. Some effects of logging and associated road construction on Northern California streams. *Trans. Amer. Fish Soc.* 101(1): 1-17.
- BURTON, T.M. and G.E. LIKENS, 1973. The effect of strip-cutting on stream temperatures in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Bio. Science* 23: 433-435.
- BYERS, H.R., 1930. Summer sea fogs of the central Californian coast. *University of California Publications in Geography, Berkeley* 3: 291-338.
- BYERS, H.R., 1953. Coast redwoods and fog drip. *Ecology* 34: 192-193.
- CALLEDE, J., 1977. Oscillations journalières du débit des rivières en l'absence de précipitations. *Cah. ORSTOM, Série Hydrol., XIV(3)*: 219-283.
- CAMPBELL, W.G. and S.E. MORRIS, 1988. Hydrologic response of the Pack River, Idaho, to the Sundance fire. *Northwest Science*, 62 (4): 165-170.
- CAMUS, H., P. CHAPERON, G. GIRARD et M. MOLINIER, 1976. Analyse et modélisation de l'écoulement superficiel d'un bassin tropical. Influence de la mise en culture. Côte d'Ivoire, Khorhogo, 1962-72. *Travaux et Documents ORSTOM no 32*, Paris 81 p.
- CANNON, W.A., 1901. On relation of Redwoods and fog to the general precipitation in the Redwood belt of California. *Torreya*, New York 1: 137-139.
- CEBALLOS, L. et F. ORTUÑO, 1952. El bosque y el agua en Canarias. *Montes*, 48: 418-423.
- CHANG, M., J.C. TING, K.L. WONG and E.V. HUNT JR., 1983. Soil moisture regimes as affected by silvicultural treatments in humid East Texas. *IAHS - UNESCO Pub. No. 140*: 175-186.
- CHARLOIS, M., 1977. Impacts d'une coupe à blanc sur l'écologie d'un cours d'eau. Thèse M.Sc., Université Laval, Québec. 163 p. + 3 Annexes.
- CHASSAGNEUX, P., et E. CHOISNEL, 1987. Modélisation de l'évaporation globale d'un couvert forestier. 1- Principes physiques et description du modèle. 1986, *Annales des Sciences Forestières*, 43(4): 505-520. 2- Calibrages et résultats du modèle. *Annales des Sciences Forestières*, 44(2): 171-188.

- CHENG, J.D., 1980. Hydrologic effects of a severe forest fire. In Proc. Symp. Watershed Management, Boise, Idaho. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 240-251
- CHENG, J.D., 1989. Streamflow changes after clear-cut logging of a pine beetle-infested watershed in Southern British Columbia, Canada. *Wat. Resour. Res.* 25(3): 449-456.
- CHENG, J.D., T.A. BLACK, J. de VRIES, R.P. WILLINGTON and B.C. GOODELL, 1975. The Evaluation of initial changes in peak streamflow, following logging of a watershed on the west coast of Canada. *Int. Assoc. Sci. Hydrol. Publ.* 117: 475-486.
- CHURCHILL, M.A., R.A. BUCKINGHAM and H.L. ELMORE, 1962. The prediction of stream reaeration rates. *Tenn. Valley Authority, Chattanooga.*
- CLARY, W.P., B. BAKER, P.F. O'CONNELL, T.N. JOHNSEN and R.E. CAMPBELL, 1974. Effects of Pinyon - Juniper removal on natural resources products and uses in Arizona. *U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. RM-128*, 28 p.
- COCHARD H., 1988. Utilisation d'un système de type enceinte fermée pour l'estimation de la transpiration journalière d'un sous-bois de Pin Maritime. *Mémoire de D.E.A., Univ. Paris-Sud, Centre d'Orsay.*
- CONNERS, E. and R.J. NAIMAN, 1983. Allochthonous inputs to the Matamek river watershed, Québec: The influence of stream size. Dans R.J. Naiman. *The Matamek research program: Annual report for 1982. Woods hole Oceanographic Institution Technical report WHOI-83-87*, pp. 108-125.
- CONNERS, M.E. and R.J. NAIMAN, 1984. Particulate allochthonous inputs: Relationships with stream size in an undisturbed watershed. *Van. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1473-1484.
- COOPER, W.S., 1917. Redwood, rainfall and fog. *Plant World* 20: 179-189.
- CORBETT, E.S. and W. SPENCER, 1975. Effects of management practices on water quality and quantity: Baltimore, Maryland, Municipal Watersheds. Pages 25-31 in W.E. Sopper and E.S. Corbett (eds.). *Symp. Proc. Municipal Watershed Management. Gen. Tech. Rep. For. Serv. U.S. Dep. Agric., NE-13*, 196 p.
- COSANDEY C., 1984: Recherches sur les bilans de l'eau dans l'Ouest du Massif Armoricaïn. *Thèse d'État, m Géographie, Univ. Paris IV*, 515 p.

- COSANDEY, C., 1991. Forêt et écoulements: rôle de la forêt sur la formation des crues et le bilan d'écoulement annuel; impact d'une coupe forestière. Rapport sectoriel du Programme CEE "Suivi des conséquences d'une coupe forestière sur les phénomènes hydrologiques, hydrochimiques et d'érosion solide dans un bassin-versant de Lozère", Labo. Géogr. Physique, Meudon, 57 p.
- COSANDEY, C. et P. ALLEE, 1991. Conséquence d'une coupe forestière sur les crues et sur l'érosion des versants. Communic. aux Journées Hydrologiques Franco-Roumaines, Paris, Sept. 1991, 10 p.
- COSANDEY C., D. BOUDJEMLINE, E. ROOSE, et F. LELONG, 1990. Étude expérimentale du ruissellement sur des sols à végétation contrastée du Mont Lozère. *Z. Geomorph.*, 34 (1), p. 61-73.
- COSTIN, A.B. et D.J. WIMBUSH, 1961. Studies in catchment hydrology in the Australian Alps. IV. Interception by trees or rain, clouds and fog. C.S.I.R.O. Div. Plant Ind. Tech. Pap. No 16.
- CRECY, L. de, 1968. La forêt et la rétention nivale en hiver. Mélanges offerts à M. Pardé, Ed. Ophrys, Gap, pp. 157-166.
- CULP, J.M. and R.M. DAVIES, 1983. An assessment of the effects of streambank clearcutting on macroinvertebrate communities in a managed watershed. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1208. 115 p.
- CULP, J.M., 1987. The effects of streambank clearcutting on the benthic invertebrates of Carnation Creek, British Columbia. *In* Chamberlin (ed.), pp. 87-92.
- DAUGHARTY, D.A., 1984. The effects of topography and forest cover on snow depths and water equivalents in the Nashwaak experimental watersheds, New Brunswick, M.Sc.F., thesis, Faculty of Forestry, University of New Brunswick, Fredericton, N.B. 256 p.
- DAUGHARTY, D.A. and R.B.B. DICKISON, 1982. Snow cover distribution in forested and deforested landscapes. *In* Proc. 50th Western Snow Conf., Reno, NV. p. 10-19

- DEBUSSCHE, M., S. RAMBAL et J. LEPART, 1987. Les changements de l'occupation des terres en région méditerranéenne humide: évaluation des conséquences hydrologiques. *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, 8(4): 317-332.
- DEWALLE, D.R. and J.A. LYNCH, 1975. Partial forest clearing effects on snowmelt runoff. In *Symp. Watershed Management. ASCE Irrigation and Drainage Division*, pp. 337-346.
- DICKISON, R.B.B. and D.A. DAUGHARTY, 1982. The effects on snowmelt runoff of the removal of forest cover. In *Proc. IHP Fourth Northern Research Basin Symp. Workshop, Ullensvang, Norway. Norw. Natl. Comm. Hydrol. Rep. No 12, Oslo, Norway.* pp. 131-150
- DICKISON, R.B.B., D.A. DAUGHARTY and D.K. RANDALL, 1981. Some preliminary results of the hydrologic effects of clearcutting a small watershed in central New Brunswick. *Fifth Can. Hydrotechnical Cont. Can. Soc. Civ. Eng.*, pp. 59-75.
- DICKISON, R.B.B., D.A. DAUGHARTY and D.K. RANDALL, 1983. Climate and water balance, pp. 8-14. In G. R. Powell (ed.) *Nashwaak Experimental Watershed Project Annu. Rep. 1981-1982. Department of Natural Resources, Forestry Branch, Fredericton, N. B.*
- DOUGLASS, J.E. and W.T. SWANK, 1972. Streamflow modification through management of eastern forests. *USDA For. Serv. Southeastern For. Exp. Stn., Res. Pap. SE-94.* 15 p.
- DOUGLAS, J.E. and W.T. SWANK, 1976. Multiple use in southern Appalachian hardwoods - a 10 year case history. *In XVI IUFRO World Congress, Norway 1976. Proc. Div. 1: 425-436.*
- DUBREUIL, P., et J. HERBAUD, 1970. Contribution à la connaissance quantitative des modifications du régime hydrologique sous l'effet du taux de boisement à l'aide de deux exemples: le bassin alsacien du Rhin et le bassin du Jaguaribe (Brésil). *Soc. Hydrotech. de France, XIe Journées de l'Hydraulique, Question 3, Rapport no 8, 7 p.*
- DUFFY, P.D., J.P. SCHREIBER and S.J. URSIC, 1986. Nutrient transport by sediment from pine forests. *In Proc. Fourth Fed. Interagency Sedimentation Conf.* 57-65.

- DUNNE, Y et L.B. LEOPOLD, 1978. Water in environmental planning. W.H. Freeman and Co., San Francisco.
- DUPRAZ, C., 1984. Bilans des transferts d'eau et d'éléments minéraux dans trois bassins-versants comparatifs à végétation contrastée (Mont-Lozère, France). Thèse Doct. Ing., Univ. Orléans, 363 p.
- DUPRAZ, C., J.F. DIDON, et F. LELONG, 1984. Les bassins-versants du Mont Lozère: premiers résultats sur le rôle hydrologique du couvert végétal. Hydrogéologie, 3: 217-226.
- DUROCHER, M. et A.G. ROY., 1986. Les conséquences du déboisement d'un versant sur la morphologie d'un petit cours d'eau. Géogr. Phys. et Quaternaire. XL(1): 99-104.
- EIDT, D.C., 1985. Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* to aquatic insects. Can. Entomol. 117: 829-837.
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission), 1965. Water Quality criteria for European freshwater fish. Int. D. Dir. Wat. Poll. 9: 151-168.
- ELOUARD, B., 1977. Étude de la faune benthique d'un ruisseau dont le bassin versant est soumis à l'exploitation forestière. Thèse M.Sc., Université Laval (non publié).
- ELOUARD, B., 1981. Étude écologique d'un ruisseau du bouclier canadien en relation avec l'exploitation forestière. Centre de recherches sur l'eau (CENTREAU), Université Laval, Québec. Rapport CRE-81/06, 76 p.
- ENGLER A., 1919. Untersuchungen über den Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer. Mitteilungen der Schweizerischen Zentralanstalt für das forstliche Versuchswesen. no 12, 625 p.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1976. Quality criteria for water. EPA Rep. 440/976023.
- ERMAN, D.C., J.D. NEWHOLD and K.B. ROBY, 1977. Evaluation of streamside buffer strips for protecting aquatic organisms. Calif. Water Resour. Cent., Univ. of Calif., Davis, 48 p.
- ESCHNER, A.R., 1965. Forest protection and streamflow from an Adirondack watershed. Ph.D. thesis, St. Coll., Syracuse, N.Y., 209 p.

- ESCHNER, A.R. and J. LARMOYEUX, 1963. "Logging and trout: Four experimental forest practices and their effects on water quality". *Geogr. Fisch Culturst* 25(2): 59-67.
- EVEREST, F.H. and R.D. HARR, 1982. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in Western North America Silvicultural treatment. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-134, 19 p.
- FEDERER, C.A., R.S. PIERCE, and J.W. HORNBECK, 1972. Snow management seems unlikely in the northeast, p. 212-219. *In Proc. Symp. Watersheds in Transition*. American Water Resources Association, Urbana, IL.
- FELLER, M.C., 1981. Effects of clearcutting and slashburning on stream temperature in southwestern British Columbia. *Water Resour. Bull.* 17: 863-867.
- FELLER, M.C., 1975. Initial effects of clearcutting on the flow of chemical through a forest watershed ecosystem in Southwestern British Columbia. Ph.D. Thesis, Faculty of Forestry, University of British Columbia.
- FELLER, M.C. and J.P. KIMMINS, 1979. Chemical characteristics on small streams near Haney in Southwestern British Columbia. *Wat. Resour. Res.*, 15(2): 247-258.
- FELLER, M.C. and J.P. KIMMINS, 1984. Effects of clearcutting and slash burning on streamwater chemistry and watershed nutrient budgets in southwestern British Columbia. *Water Resour. Res.* 20: 29-40.
- FILION L. et S. PAYETTE, 1976. La dynamique de l'enneigement en région héli-arctique, Poste-de-la-Baleine, Nouveau-Québec. *Cah. Géogr. Québec*, 20(50): 275-302.
- FISHER, S.G. and G.E. LIKENS, 1972. Stream ecosystem: organic energy budget. *BioScience* 22: 33-35.
- FOWLER, W.B., J.D. HELVEY and E.N. FELIX, 1987. Hydrologic and climatic changes in three small watersheds after timber harvest. USDA For. Serv. Res. Pap. PNW-RP-379.
- FRECHETTE, J.G., 1968. Accumulation de la neige sous divers types de couverts forestiers. *Cah. Géogr. Qué.* 12: 141-144

- FREDRIKSEN, R.L., 1972. Impact of forest management on stream water quality in Western Oregon. *in* Pollution Abatement and Control in the Forest Products Industry, U.S. Dept. Agric., p. 37-50.
- FREEDMAN, B., 1982. An overview of the environmental impacts of forestry, with particular reference to the Atlantic provinces. Institute for Resources and Environmental Studies, Dalhousie University, Halifax, N.S. 219 p.
- GARCZYNSKI, F., 1978. Effets comparés des couverts végétaux sur la qualité, la quantité et la régularité des écoulements sur les versants et dans les cours d'eau. Soc. Hydrotech. de France, XVe Journées de l'Hydraulique, Toulouse, Question 5, Rapport no 4.
- GARCZYNSKI, F., 1980a. Présentation de trois études polonaises d'hydrologie forestière, d'après F. Bialkiewicz *et al.*, et résultats du traitement par les corrélations multiples des données de 14 bassins-versants polonais. CTGREF, Grenoble.
- GARCZYNSKI, F., 1980b. Effect of percentage forest cover on the hydrological regime in three regions of the USA. Proc. of Helsinki Symp., IAHS, Publ. n° 130, p. 67-74.
- GIBSON, R.J. and T.A. DICKSON, 1984. The effects of competition on the growth of juvenile Atlantic salmon. *Naturaliste Can. III*: 175-191.
- GIBSON, R.J., F.G. WHORISKEY, J.Y. CHARETTE and M. WINSOR, 1984. The role of lakes in governing the invertebrate community and food of salmonids during the summer in a Quebec boreal river. *Naturaliste Can. III*: 411-427.
- GOLDING, D.L., 1970. The effect of forests on precipitation. *Forestry Chron.* 46(5): 397-402.
- GOLDING, D.L., 1980. Calibration methods for detecting changes in streamflow quantity and regime. *in* Proc. Helsinki Symp. IAHS Publ. No. 130: 3-7
- GOLDING, D.L., 1981. Hydrologic relationships in interior Canadian watersheds. In D. M. Baumgartner (ed.) Proc. Symp. Interior West Watershed Management. Coop. Ext., Washington State University, Pullman, WA. pp. 107-115
- GOLDING, D.L., 1982. Snow accumulation patterns in openings and adjacent forest. *in* Proc. Can. Hydrol. Symp. '82. National Research Council of Canada, Ottawa, Ont. pp. 91-112

- GOLDING, D.L. and R.H. SWANSON, 1978. Snow accumulation and melt in small forest openings in Alberta. *Can. J. For. Res.* 8: 380-388.
- GONZALEZ, A. and A.P. PLAMONDON, 1978. Urea fertilization of natural forest: effects on water quality. *For. Ecol. Manag.* 1: 213-221.
- GOODELL, B.C., 1958. A preliminary report on the first year's effects of timber harvesting on water yield from a Colorado watershed. U.S. Dep. Agri. Forest Serv. Rocky Mt. Forest and Range Exp. Stn. Pap. 36, 12 p.
- GOUIN, D., 1977. Critères de qualité de l'eau en fonction de différents usages. Gouv. Québec, Serv. Prot. Envir., 93 p.
- GRAY, J.R.A. and J.M. EDGINTON, 1969. Effects of woodland clearance on stream temperature. *J. Fish. Res. Board Can.* 26: 399-403.
- GREENE, G.E., 1950. Land use and trout streams. *J. Soil Water Conserv.* 5(3): 125-126.
- GRUNOW, J., 1955. Precipitation in mountain forests. Interception and fog-drip. *Forstwiss. Cbl.* 74, 21-36.
- HALL, J.D. and R.L. LANTZ, 1969. Effects of logging on the habitat of coho salmon and cut-throat trout in coastal streams. pp. 355-375. *In* T.G. Northcote (editor). Symposium on salmon and trout in streams. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries. University of British Columbia. Vancouver, British Columbia. 388 p.
- HAMELIN, R., 1978. Étude de l'influence de l'exploitation forestière sur la faune aquatique et son habitat. Phase 1 - étude des paramètres physico-chimiques de l'eau. C.I.P. non publié, 137 p.
- HANSMANN, E.W. and PHINNEY, 1973. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon. *Ecology* 54 (1): 194-199.
- HARR, R.D., 1979. Effects of timber harvest on streamflow in the rain - dominated portion of the Pacific Northwest. USDA For. Serv. Paper presented at Timber Harvest Scheduling Workshop, Portland Ore. 45 p.

- HARR, R.D., 1980. Streamflow after patch logging in small drainages within Bull Run municipal watershed, Oregon. USDA For. Serv. Res. Pap. PNW-268, 16 p.
- HARR, R.D., 1983. Potential for augmenting water yield through forest practices in western Washington and western Oregon. Water resour. Bull. 19: 383-393.
- HARR, R.D. and F. McCORISON, 1979. Initial effects of clearcut logging on size and timing of peak flows in a small watershed in Western Oregon. Wat. Resour. Res., 15: 90-94.
- HARR, R.D., R.L. FREDRIKSEN and J. ROTHACHER, 1979. Changes in streamflow following timber harvest in southwestern Oregon. USDA For. Serv. Res. Pap. PNW-249, 22.p.
- HARR, R.D., W.D. HARPEN, J.T. KRYGIER and F.S. HSIEH, 1975. Changes in storm hydrographs after roadbuilding and clearcutting in the Oregon Coast Range. Wat. Resour. Res. 11: 436-444.
- HARRIS, D.D., 1973. Hydrologic changes after clearcut logging in a small Oregon coastal watershed. J. Res. U. S. Geol. Surv. 1 (4): 487-491.
- HARROLD, L.L., D.L. BRAKENSIEK, J.L. McGUINNESS and others, 1962. Influence of land use and treatment on the hydrology of small watersheds at Coshocton, Ohio, 1939-57. US Dept. of Agr. Tech. Bul. 1256, 194 pp.
- HARTMAN, G.F. and J.C. SCRIVENER, 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem, Carnation Creek, British Columbia. Department of fisheries and oceans. Can. Bull. of Fish. and Aqua. Sci. no 223.
- HARVEY, K.A. and K. WARNER, 1970. The landlocked salmon (*Salmo salar*) its life history and management in Maine. Maine Dept. of Inland Fish. and Game, Augusta, 129 p.
- HAWKINS, C.P., M.L. MURPHY and N.H. ANDERSON, 1982. Effects of canopy, substrate composition and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade range streams of Oregon. Ecology 63: 1840-1855.
- HAWKINS, C.P., M.L. MURPHY, N.H. ANDERSON and M.A. WILZBACH, 1983. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the Northwestern United States. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1173-1185.

- HEEDE B.H., 1987. Overland flow and sediment delivery five years after timber harvest in a mixed conifer forest, Arizona, U.S.A. *J. Hydrol*, 91: 205-216.
- HELVEY, J.D., 1972. First-year effects of wildfire on water yield and stream temperature in North-Central Washington. *In* S.C. Sallany, T.G., McLaughlin et W.D. Striffler eds. *Watershed in transition*. AWRA Proc. 14: 308-312.
- HELVEY, J.D., 1980. Effects of a north central Washington wildfire on runoff and sediment production. *Wat. Resour. Bull.* 16 (4): 627-634.
- HEM, J.D., 1970. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 2^e éd. U.S. Geol. Surv. Wat. Supply Pap. 1473.
- HESSER, R., R. HOOPES, C.B. WEIRICH, J. SELCHER, B. HOLLANDER and R. SNYDER, 1975. The aquatic biota. *In*: Clearcutting in Pennsylvania, Chapter 2. Pennsylvania State Univ. Sch For Resour., University Park, pp. 9-20.
- HETHERINGTON, E.D., 1976. Dennis Creek, a look at water quality following logging in the Okanagan Basin. *Can. For. Serv. Inf. Rep. No. BC-X-147*: 33 p.
- HETHERINGTON, E.D., 1987. The importance of forests in the hydrological regime. *In* M.C. Healey and R.R. Wallace Eds. *Canadian Aquatic Resources*. *Can. Bull. of Fish. and Aqua. Sci.* 215: 179-211.
- HETHERINGTON, E.D., 1982. Effects of forest harvesting on the hydrologic regime of Carnation Creek experimental watershed: a preliminary assessment, p. 247-267. *in* Proc. *Can. Hydrol. Symp. '82*. National Research Council of Canada, Ottawa, Ont.
- HEWLETT, J.D., 1979. Forest water quality - An Experiment in harvesting and regenerating Piedmont Forest. *Georgia For. Res. Pap. Univ. Georgia*, 22 p.
- HEWLETT, J.D., 1982. Forests and floods in the light of recent investigation. *Symp. Can. d'Hydrol.*, 82: 543-559.
- HEWLETT, J.D. and J.D. HELVEY, 1970. Effects of forest clear-felling on the storm hydrograph. *Wat. Resour. Res.*, 6: 768-782.

- HEWLETT, J.D. and A.R. HIBBERT, 1961. Increases in water yield after several types of forest cutting. *Int. Assoc. Sci. Hydrol.* 6: 5-17.
- HEWLETT, J.D. and L. PIENAAR, 1973. Design and analyses of the catchment experiment. In E. D. White (ed.). *Proc. Symp. on the use of small watersheds in determining effects of forest land use on water quality.* Pages 88-106.
- HEWLETT, J.D., H.E. POST, and R. DOSS, 1984. Effects of clear-cut silviculture on dissolved ion export and water yield in the Piedmont. *Wat. Resour. Res.*, 20(7): 1030-1038.
- HIBBERT, A.R., 1967. Forest treatment effects on water yield. In W. E. Sopper et H. W. Lull eds. *Symp. For. Hydrol.*, Pergamon Press, New York. pp. 527-543.
- HIBBERT, A.R., 1969. Water yield changes after converting a forested catchment to grass. *Wat. Resour. Res.*, 5: 634-640.
- HIRATA, T., 1929. Contributions to the problem of the relation between the forest and water in Japan. *Imp. For. Exp. Sta., Meguro, Tokyo.* pp. 41.
- HOLLINGSWORTH, R.W., 1989. Integrating fish habitat and forest management. Canadian pulps and paper association 70th Annual Meeting. Woodlands Section. pp. 167-172.
- HOOVER, M.D., 1945. Effect of removal of forest vegetation upon water yields. *Amer. Geophys. Union Trans.*, Part VI: 965-977.
- HOOVER, M.D. and C.F. LEAF, 1967. Process and significance of interception in Colorado subalpine forest. In W.E. Sopper et H.W. Lull eds. *Symp. For. Hydrol.*, Pergamon Press, New York. pp. 213-224.
- HORI, T. (ed.), 1953. "Studies on Fogs in Relation to Fog-preventing Forest." Tanne Trading Co., Sapporo, Hokkaido, Japan. p 399.
- HORNBECK, J.W., 1973. Storm flow from hardwood forested and cleared watersheds in New Hampshire *Wat. Resour. Res.*, 9: 346-354.
- HORNBECK, J.W., 1975. Streamflow response to forest cutting and revegetation. *Water Resources Bulletin* 11 (6): 1257-1260.

- HORNBECK, J.W. and C.A. FEDERER, 1975. Effect of management practice on water quality and quantity: Hubbard Brook Experimental Forest, New-Hampshire. *In*. Sopper and Corbett, eds. Municipal Watershed Management Symposium Proceedings. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE 13: 58-65.
- HORNBECK, J.W. and R.S. PIERCE, 1969. Changes in snowmelt runoff after forest clearing on a New England watershed. *In* East. Snow Conf. Proc. pp. 104-112.
- HORNBECK, J.W., R.S. PIERCE and C.A. FEDERER, 1970. Streamflow changes after forest Clearing in New England. *Water Resour. Res.* 6(4): 1124-1132.
- HORNUNG, M., B. REYNOLDS, P.A. STEVENS, P.A. and C. NEAL, 1987. Stream acidification resulting from afforestation in the UK: evaluation of causes and possible ameliorative measures. *Forest Hydrology and Management*. IAHS Publication 167: 65-74.
- HULIN, V., 1930. Influence de la forêt sur le climat local. U.G.G.I., Section hydrol. Scientifique, Assemblée de Stockholm.
- HURSH, C.R., 1948. Local climate in the copper basin of Tennessee as modified by the removal of vegetation. *USDA Circular 774*. Washington D.C.
- HYNES, H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. University of Toronto Press. 555 p.
- IBRAHIM, M., M. RAPP et P. LOSSAINT, 1982. Économie de l'eau d'un écosystème à *Pinus Pinea L.* du littoral méditerranéen. *Annales des Sciences Forestières*, 39(3): 289-306.
- ISAAC, L.A., 1946. Fog drip and rain interception in Coastal forests. *USDA For. Serv. Pac. North and Range Exp. Sta. Res. Note No. 34*: 15-16.
- JABLONSKI, P.D., 1980. Pretreatment water quality of the TriCreeks experimental watershed. *Alta. Energy Nat. Resour., For Land Use Branch, Watershed Manuscr. Rep. No. 7*: 67 p.
- JOHNSON, E.A. and J.L. KOVNER, 1954. Increasing water yield by cutting forest vegetation. *Ga. Miner. Newsl.* 7: 145-148.
- KACHANOSKI, R. G. and E. DE JONG, 1982. Comparison of the soil water cycle in clearcut and forested sites. *J. Environ. Qual.* 11: 545-549.

- KANTOR, P. et F. SACH, 1982. Hydrological efficiency of substitute young stands of serbian spruce and european birch. *Forestry*, 34(11): 1017-1040.
- KASHIYAMA, T., 1956. Decrease of sea-fog density by a model shelterbelt. 12th Cong. Int. U. Forest Res. Org. (Oxford), 48-49.
- KELLOG, R.S., 1908. Forest conservation. *New England Watwks Ass. J.*, 22: 389-408.
- KING, J.G., 1989. Streamflow responses to road building and harvesting: a comparison with the equivalent clearcut area procedure. *USDA For. Serv. Res. Pap. INT-401*.
- KINGSBURY, P.D., 1984. Environmental impact assessment of insecticides used in Canadian forests, p. 365-376. *In* W. Y. Garner and J. Harvey, Jr. (ed) *Chemical and biological controls in forestry*. American Chemical Society, Washington, DC.
- KITTREDGE, J., 1948. *Forest influences*. McGraw-Hill, New York, 394 p.
- KOVNER, J.L., 1956. Evapotranspiration and water yields following forest cutting and natural regrowth. *Soc. Amer. Foresters Proc.*, pp. 106-110.
- KOVNER, J.L. and T.C. EVANS, 1954. A method for determining the minimum duration of watershed experiments. *Trans. Am. geophys. Un.*, 35: 608-612.
- KRAUSE, H.H., 1982. Effect of forest management practices on water quality - a review of Canadian studies, pp. 15-29. *In Proc. Can. Hydrol. Symp. '82*. National Research Council of Canada. Ottawa, Ont.
- KRAUSE, H.H. and H.P. KING, 1981. Effect of clearcutting on stream water quality. *In* G.R. Powell ed. *Nashwaak Experimental Watershed Project. Annual Rep. 1979-80* N.E.W.P. Tech. Comm. of the New Brunswick For. Res. Advisory Comm. Dept. of Forest Resources, Univ. of New Brunswick, Fredericton, N.B.
- KRYGIER, J.T. and R.D. HARR, 1972. Changes in storm hydrographs due to roadbuilding and clearcut logging on coastal watersheds in Oregon. *Oreg. State Univ., Corvallis. Wat. Resour. Res. Inst.*, 59 p.
- KUNKLE, S.H., 1974. Water: Its quality often depends on the forester. *Unasyuva* 26: 10-16.

- LANGFORD K.J., 1976. Change in yield of water following a bushfire in a forest of *Eucalyptus regnans*. *J. Hydrol.*, 29: 87-114.
- LANTZ, R.L., 1971. Influence of water temperature on fish survival, growth and behavior. *In* Forest Land uses and stream environments, ed. J.T. Krygier and J.C. Hall, pp. 182-193.
- LAW, F., 1956. The effect of afforestation upon the yield of water in catchment areas. *J. Br. Wat Wks Ass.*, 5: 489-494.
- LEAF, C.F. and G.E. BRINK, 1975. Land use stimulation model of the subalpine coniferous forest zone. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Rocky Mount. For Range Exp. Stn. Fort Collins, Colo. Res. Pap. RM-135. 42 p.
- LEAF, C.F. and R.R. ALEXANDER, 1975. Simulating timber yields and hydrologic impacts resulting from timber harvest on subalpine watersheds. USDA For. Serv. Res. Pap. RM-133, 20 p.
- LEAF, C.F., 1975. Watershed management in the Rocky Mountain subalpine zone: the status of our knowledge. Res. Pap. For. Serv. U.S. Dep. Agric., RM-137, 31 p.
- LEE, R., 1980. Forest hydrology. Columbia Univ. Press. N.Y. 349 p.
- LEE, R. and D.E. SAMUEL, 1976. Some thermal and biological effects of forest cutting in West Virginia. *J. Environ. Qual.* 5: 362-366.
- LIEBSCHER H., 1980. Human influences in the Upper Harz experimental basins. *In* The influence of Man on the Hydrological regime with special reference to representative and experimental basins. Proceedings of the Helsinki Symposium, June 1980, Pub. IAHS 130: 15-22.
- LIKENS, G.E., F.H. BORMAN, N.B. JOHNSON, D.W. FISHER and R.S. PIERCE, 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monograph*, 40: 23-47.
- LOUSTAU, D., et H. COCHARD, 1990. Utilisation d'une chambre de transpiration portable pour l'estimation de l'évapotranspiration d'un sous-bois de Pin maritime à Molini. *Annales des Sciences Forestières* (à paraître).

- LOUSTAU, D., A. GRANIER, et F. EL HADJ MOUSSA, 1990. Évolution saisonnière du flux de sève dans un peuplement de pins maritimes. *Annales des Sciences Forestières*.
- LOVE, L.D., 1955. The effect on stream flow of the killing of spruce and pine by the Engelmann Spruce beetle. - *Trans. Am. geophys. Un.*, 36: 113-118.
- LULL, H.W. and K.G. REINHART, 1967. Increasing water yield in the Northeast by management of forested watershed. *USDA For. Serv. Res. Pap. NE-66*, 45 p.
- LULL, H.W. and K.G. REINHART, 1972. Forests and floods in the eastern United States. *USDA For. Serv. Res. Pap. NE-226*, 94 p.
- LYNCH, J.A., 1969. Changes in streamflow following partial clearcutting on a forested watershed. M.Sc. thesis, The Pennsylvania State University, 84 pp.
- LYNCH, J.A., W.E. SOPPER, E.S. CORBETT and D.W. AURAND, 1975. Effects of management practices on water quality and quantity: The Penn State Experimental Watersheds. *In* Sopper and Corbett, eds. *Municipal Watershed Management Symposium Proceedings*, Penn State Univ., Sept. 11-12, 1973 U.S. Dep. Agric. Forest Serv. Gen. Tech. Rep. NE-13, pp. 32-46.
- MACDONALD, L.H., A.W. SMART and R.C. WISSMAR, 1991. Monitoring guidelines to evaluate the effects of forestry activities on the streams in the Pacific Northwest and Alaska. *Environmental Protection Agency. Report EPA 910/9-91-001*. 166 p.
- MARENGO ORSINI, J.A., 1983. Estimación de la evapotranspiración en el bosque humedo tropical de la Amazonía. *Revista Forestal del Perú XI(1-2)*: 56-68.
- MARQUES, J., J.M. SANTOS, N.A. VILLA NOVA and E. SALATI, 1977. Precipitable water and water flux between Belem and Manaus. *Acta Amazonica 7*: 355-362.
- MARSH, G.P., 1907. *The earth as modified by human action. A lost revision of Men and Nature*, 1864. Charles Scribner's Sons, N.Y.
- MARTIN, C.W., D.S. NOEL and C.A. FEDERER, 1981a. The effects of forest clearcutting in New England on stream-water chemistry and biology. *Res. Rep. no 34*, U.S. Forest Service, Duram, N.H.

- MARTIN, C.W., D.S. NOEL and C.A. FEDERER, 1981b. The effects of forest clearcutting in New England on stream-water chemistry and biology. Technical Completion Report. Project A-051-NH. 76 p. Water Resources Research Center. University of New Hampshire. Durham, N.H.
- MARTIN, C.W., R.S. PIERCE, G.E. LIKENS and F.H. BORMAN, 1986. Clearcutting affects stream chemistry in the White Mountains of New Hampshire. USDA For. Serv. Res. Pap. NE-579.
- MARTIN, I.L. and E.R. TINNEY, 1962. Logging in west coast watershed shows no effects on area's water yield. *The Timberman*, May, pp. 46-48.
- MARUYAMA, I. and T. INOSE, 1952. Experiment of forest influence upon streamflow at Kamabuti. First rep. Gov. For. Exp. Stn. Publ. 53; 1-46, Meguro, Tokyo, Japan.
- MAULE, C.P. and J. STEIN, 1990. Hydrologic flow path definition and partitioning of springmelt water. *In* Stein et collaborateurs, édés. A transposable geochemical model to predict the acidification of surface water during episodic events. Department of Supply and Services. Universités Laval et McGill et INRS-EAU. CR. VI. 37 p.
- McCAUGHEY, J.H., 1978a. Estimation of net radiation for coniferous forest, and the effects of logging on net radiation and reflection coefficient. *Can. J. of For. Res.* 8: 450-455.
- McCAUGHEY, J.H., 1978b. Energy balance and evapotranspiration estimates for a mature coniferous forest. *Can. J. For. Res.* 8: 456-462.
- McCAUGHEY, J.H., 1981. Impact of clearcutting of coniferous forest on the surface radiation balance. *J. of Appl. Ecol.* 18: 815-826.
- MCCOLL, J.G., 1969. Transport in a forest soil: Models and mechanisms. Ph.D. Thesis, Univ. of Washington, Seattle, 214 p.
- McINTIRE, C.D. and J.A. COLKEY, 1978. A hierarchical model of aquatic ecosystems. *Ecol. Monogr.* 48: 167-190.
- McMINN, J.W. and J.D. HEWLETT, 1975. First-year water yield increase after forest cutting: an alternative model. *J. For.*, 73: 654-655.

- MEEHAN, W.R., F.J. SWANSON and J.R. SEDELL, 1977. Influences of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular reference to Salmonid fishes and their food supply. pp. 137-145. *In* R.R. Johnson and D.A. Jones eds. Importance, preservation and management of riparian habitat: a symposium. Tucson, Arizona. July 9, 1977. USDA For. Serv. Rocky Mtn. For. and Range Exp. Stat. Gen. Techn. Rep. RM-43. 217 p.
- MEEHAN, W.R., W.A. FARR, D.M. BISHOP and J.H. PATRIC, 1969. Some effects of clearcutting on salmon habitat of two southeast Alaska streams. USDA Forest Service Research Paper PNW-82. 45 p. Institute for Northern Forestry, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station.
- MELILLO, J.M. and R.J. NAIMAN, 1980. Wood decomposition dynamics as a function of quality of material and stream order 5 in Quebec. *In* R.J. Naiman. The Matamek research program: Annual report for 1979. Woods Hole Oceanographic Institution Technical report WHOI-80-31, pp. 92-105.
- MELILLO, J.M., J.D. ADER and A.E. LINKINS, 1984. Dynamics of plant litter decay in northern streams. *In* R.J. Naiman. The Matamek research program: Annual report for 1983. Woods Hole Oceanographic Institution Technical report WHOI-84-29, pp. 27-46.
- MILLETT, M.R.O., 1944. Evaporation and rainfall inside and outside a forest. Conun. For Bur. Australia Leaflet 57, pp. 16.
- MINSHALL, G.W., 1967. The role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland spring brook stream. *Ecology* 48: 139-149.
- MOLGA, M., 1962. Agricultural meteorology. Part II. Outline of agrometeorological problems. Trans. For. Nat. Sci. Found. and USDA, 351 p.
- MOORE, W.L., 1910. Report on the influences of forests on climate and on floods. U.S. Weather Bureau, Washington, D.C.
- MOREAU, G., A.P. PLAMONDON, J.B. SERODES, D. BERROUARD, J. PETITCLERC et P. JULIEN, 1976. Étude de l'influence de la végétation riparienne sur l'écologie des rivières de la Côte Nord. Centre de recherche sur l'eau, Université Laval. Rapport CRE-76/03, 69 p.

- MORIN, R., G. GABOURY and G. MAMARBACHI, 1986. Fenitrothion and aminocarb residues in water and balsam fir foliage following spruce budworm spraying programs in Quebec, 1979 to 1982. *Bull. Environ. contam. Toxicol.* 36: 622-628.
- MORING, J.R. and G.C. GARMAN, 1986. The value of riparian zones for fisheries. *In* Is good forestry good wildlife management? J.A. Bissonnette éd., pp. 81-90. Maine Agr. Exp. Sta. Univ. of Maine, Miscellaneous Publication, no 689, 377 p.
- MORTON, F.I., 1985. What are the limits on forest evaporation? – reply. *J. Hydrol.* 82: 184-192.
- MURPHY, M.L., J. HEIFETZ, S.W. JOHNSON, K.V. KOSKI and J.F. THEDINGA, 1986. Effects of clearcut logging with and without buffer strips in juvenile salmonids in Alaskan streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1521-1533.
- NAGEL, J.F., 1956. Fog precipitation on Table Mountain. *In* Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society. Vol. 82. p. 452-560.
- NAKANO, H., 1967. Effects of changes of forest conditions on water yield, peak flow and direct runoff of small watersheds in Japan. *In* W.E. Sopper and H.W. Lull eds. *Symp. For. Hydrol.*, Pergamon Press, New York pp. 551-664.
- NÄNNI, U.W., 1970. The effect of afforestation on streamflow at Cathedral Peak: Report No. 1 *S. Afr. For. J.*, 74: 6-12.
- NELSON, D.J. and D.C. SCOTT, 1962. Role of the detritus in the productivity of a rock-outcrop community in a Piedmont stream. *Limnol. Oceanogr.* 7: 396-413.
- NEWBOLD, J.D., D.C. ERMAN and K.B. ROBY, 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1076-1085.
- NEWTON, M., K.M. HOWARD, B.R. KELPSAS, R. DANHAUS, C.M. LOTTMAN and S. DUBELMAN, 1984. Fate of glyphosate in a Oregon forest ecosystem. *J. Agric. Food Chem.* 32: 1144-1151.
- NICOLSON, J.A., N.W. FOSTER and I.K. MORRISON, 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *In* Proc. Can. Hydrol. Symp. '82. National Research Council of Canada, Ottawa, Ont. pp. 71-89

- NICOLSON, J.R. 1975. Water quality and clearcutting in a boreal forest ecosystem. Proc. Can. Hydrol. Symp. 75, Winnipeg, National Research Council, p. 733-738.
- NISBET, M. et S. VERNEAUX, 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Annales de Limnologie, 6(2): 161-190.
- NOE, I. et O. CARDOSO, 1979. Esboco para une zonificación climática da bacia amazonia brasileira. Proyecto de hidrología e climatología da Amazonía. SUDAM/OMM/PNUD. Publicación N-33, Belem. 180 p.
- NOIRFALISE, A., 1959. Sur l'interception de la pluie par le couvert dans quelques forêts belges. Bull. Soc. Roy. For. Belg. 66: 433-439.
- OBERLANDER, G.T., 1956. Summer fog precipitation on the San Francisco Peninsula. *In* Ecology. Vol. 37, p. 851-852.
- OBERLIN, G., 1986. Modification des structures foncières et de la couverture végétale des bassins-versants. XIXe Journées de l'Hydraulique, Soc. Hydrotech. de France, Paris, Impact des activités humaines sur les eaux continentales, Question 1, Rapport Général, 8 p.
- O'CONNOR, J.F. and G. POWER, 1976. Production by trout (*Salvelinus fontinalis*) in four streams in the Matamek watershed, Quebec. J. Fish. Res. Board Can. 33: 6-18.
- OMERNIK, J.M., 1976. The influence of land on stream nutrient levels. EPA. Publ. 600/376-014.
- OMS, 1971. International standards for drinking water. OMS Genève, Suisse, troisième édition, 76 p.
- OTTENS, J. and J. RUDD, 1977. Environmental protection costs in logging road design and construction to prevent increased sedimentation in the Carnation Creek watershed. Can. For. Serv. Inf. Rep. BC-X-155: 28 p.
- PARDE, M. et R. FRECAUT, 1962. Régions boisées et hydrologie fluviale. Rev. Géogr. Est, 4, p. 422-428.

- PATHAK, P.C., A.N. PANDEY and J.S. SINGH, 1984. Overland flow, sediment output and nutrient loss from certain forested sites in the central Himalaya, India. *J. Hydrol.*, 71: 239-251.
- PATTON, D.R., 1973. A literature review of timber harvesting effects on stream temperatures. U.S.D.A. For Serv. Res. Note RM-249.
- PATRIC, J.H. and K.G. REINHART, 1971. Hydrologic effects of deforesting two mountain watersheds in West Virginia. *Water Resour. Res.* 7(5): 1182-1188.
- PAVARI, A., 1962. Introduction. *In* FAO (ed.). *Influences exercées par la forêt sur son milieu.* FAO Rome.
- PAYETTE, S., L. FILION et J. OUZILLEAU, 1973. Relations neige-végétation dans la toundra forestière du Nouveau-Québec, Baie d'Hudson. *Naturaliste. Can.* 100: 493-508.
- PEARCE, A.J., L.K. ROWE and C. O'LAUGHLIN, 1980. Effects of clearfelling and slash-burning on water yield and storm hydrographs in evergreen mixed forests, western New Zealand. *Int. Assoc. Hydrol. Sci. Publ.* 130: 119-127.
- PENMAN, H.L., 1963. *Vegetation and hydrology*. Tech. Comm. No 53 Comm. Bur. of Soils, Harpenden, England, 122 p.
- PEREIRA, H.C. 1952. Interception of rainfall by Cypress plantations. *E. Afr. Agric. J.* 18, 7376.
- PERLIN, J., 1992. *História das florestas. A importância da madeira no desenvolvimento da civilização.* Imago Ed. Rio de Janeiro. 490 p.
- PERRIN, C.J., K.S. SHORTREED and J.G. STOCKNER, 1984. An integration of forest and lake fertilization: transport and transformations of fertilizer elements. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 253-262.
- PETIT, F., 1985. L'évaporation résultant de l'interception de la neige par différents types de couverts forestiers. *Bull. Soc. Géogr. Liège*, 21: 89-96.

- PIERCE, R.S., J.W. HORNBECK, G.E. LIKENS and F.H. BORMAN, 1970. Effect of elimination of vegetation on stream water quantity and quality. *Int. Assoc. Sci. Hydrol. Publ.* 96: 311-328.
- PLAMONDON, A.P., 1981. Écoulement et modification du couvert forestier. *Nat. Can.* 198: 289-298.
- PLAMONDON, A.P., 1982a. Augmentation de la concentration des sédiments en suspension suite à l'exploitation forestière et durée de l'effet. *J. Can. Rech. For.* 13 (4): 883-892.
- PLAMONDON, A.P., 1982b. L'exploitation forestière et l'apport de particules en suspension dans les petits cours d'eau de la Beauce. *Géogr. phys. et Quaternaire* XXXVI (3): 315-325.
- PLAMONDON, A.P., 1988. The Ruisseau des Eaux-Volées forest experiment watershed, Québec. *Symposium canadien d'hydrologie (SCH:88)*: 87-98.
- PLAMONDON, A.P. et P. BEAUDRY, 1981. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en fonction des mesures de protection. *Ministère Énergie Ressources. Bassin de la rivière Laire (1980-81). Rapport no 3, 159 p.*
- PLAMONDON, A.P. et G. DERY, 1981. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée. *Ministère Énergie Ressources, Beauce-Sud (1978-1980). Rapport no 1, pp. 1-139.*
- PLAMONDON, A.P., A. GONZALEZ and Y. THOMASSIN, 1982. Effects of logging on water quality: comparison between two Quebec sites, p. 49-70. *In Proc. Can. Hydrol Symp. '82. National Research Council of Canada, Ottawa, Ont.*
- PLAMONDON, A.P. et M.M. GRANDTNER, 1975. Microclimat estival d'une sapinière à *Hylocomium* de la Forêt Montmorency. *Nat. Can.* 102: 73-87.
- PLAMONDON, A.P. et M. LAMONTAGNE, 1981. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée. *Ministère Énergie Ressources, Côte-Nord (1974-1976). Synthèse no 5, 68 p. (Rapport non publié)*

- PLAMONDON, A. P., R. LEPROHON et R. CÔTÉ, 1976a. Méthodes expérimentales et problèmes d'analyse de l'influence de la coupe sur la qualité de l'eau à l'aide des bassins expérimentaux. Congrès de l'ACFAS, Sherbrooke mai 1976.
- PLAMONDON, A. P., R. LEPROHON et A. GONZALEZ, 1976b . Exploitation forestière et protection de quelques cours d'eau de la Côte Nord. Les Cahiers de Centreau. Université Laval, Québec, Qué.. Vol. 1, No. 6. 43 p
- PLAMONDON, A. P. et R. C. NAUD, 1976a. Recherche en aménagement des bassins hydrographiques. Rev. Ressources, MRNQ 7 (20): 10-17.
- PLAMONDON, A. P., M. PREVOST et R. C. NAUD, 1984a. Accumulation et fonte de la neige en milieux boisé et déboisé. Géographie Physique et Quaternaire, XXXVIII (1): 27-35.
- PLAMONDON, A.P., M. PREVOST et R.C. NAUD, 1984b. Interception de la pluie dans la sapinière à bouleau blanc, forêt Montmorency, Can. J. For. Res. 14: 722-730.
- PLAMONDON, A.P. and D.C. OUELLET. 1980. Partial clearcutting and streamflow regime of ruisseau Eaux-Volées experimental basin, pp. 129-136. In Proc. Helsinki Symp. IAHS Publ. no 130.
- PLAMONDON, A.P. et R. OUIMET, 1982. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée. Abitibi (1980-91) M.E.R.Q., Rapport No 4.
- PLAMONDON, A.P. et Y. THOMASSIN, 1981. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée. Ministère Énergie Ressources, Haute-Mauricie (1975-1981). Synthèse no 2, 856 p.
- PLAMONDON, A.P. et Y. THOMASSIN, 1982. Probabilistic approach to the analysis of suspended sediment concentrations in relation to logging. Proc. Symp. Hydrol. Research Basins, Sonderh. Landeshydrol., Bern, p. 715-723.
- PONCE, S.L., 1974. The biochemical oxygen demand of Douglas-fir needles and twigs, western hemlock and red alder leaves in streamwater. M.S. Thesis, Oregon State Univ., 141 p.
- PONCE, S.L., 1980. Water quality monitoring programs. Watershed systems Dev. Group, Tech Pap. 0002. USAD For. Serv. Fort Collins, Colo.

- PONCE, S.L. et G.W. BROWN, 1974. Demand for dissolved oxygen exerted by finely divided logging debris in streams. For. Res. Lab. Oregon State Univ., Rep. No 19, 10 p.
- PONCET, A., 1968. Influence de la forêt sur les crues d'origine pluviale et possibilités offertes par le reboisement et par la gestion forestière pour le contrôle des crues. Soc. Hydrotech. de France, X^e Journées de l'Hydraulique, Question 6, Rapport no 1, 9 p.
- PONCET, A., 1981. Interactions forêts et climats. Mélanges offerts à C.P. Péguy, Eaux et climats, Grenoble, pp. 445-462.
- PONTAILLER, J.Y., J. NIZINSKI et B. SAUGIER, 1988. Bilan de l'eau et évapotranspiration de forêts feuillues. In R. Calvet éd., Études sur les transferts d'eau dans le système sol-plante-atmosphère, INRA, pp. 329-355.
- PRAT, H., 1953. Fog as a dominant factor for plant life on some parts of the pacific coast of North America. In Proceedings of the 7th Pacific Science Congress, New Zealand 1949. vol. 5: 152-156.
- PRÉVOST, M., R. BARRY, J. STEIN and A.P. PLAMONDON, 1990. Snowmelt runoff modeling in a balsam fir forest with a variable source area simulator (VSAS2). Wat. Resour. Res. 26 (5): 1067-1077.
- PRÉVOST, M. et A.P. PLAMONDON, 1987. Interception de la pluie par les débris et la couverture végétale établie après la coupe à blanc. Le Naturaliste Canadien (Revue d'écologie et de systématique). 114(2): 127-132.
- PRÉVOST, M., A.P. PLAMONDON, R. CAISSY, G. LABERGE, J. STEIN et C. BARBEAU, 1986. Impact de l'exploitation forestière sur quelques paramètres de la qualité de l'eau en relation avec la lisière boisée. Malbaie. Ministère de l'Énergie et des Ressources. Rapport No 5, 219 p.
- PRICE, J.S. and J.E. FITZGIBBON, 1982. Winter hydrology of a forested drainage basin. In Proc. Can. Hydrol. Symp. '82. National Research Council of Canada, Ottawa, Ont. pp. 347-360

- PROBST, A., B. FRITZ, B. AMBROISE and D. VIVILLE, 1987. Forest influence on the surface water chemistry of granitic basins receiving acid precipitation in the Vosges massif, France. *Forest Hydrology and Management*. IAHS Publication No 167: 109-122.
- RABER, O., 1937. Water utilization by trees with special reference to the economic forest species of the north temperate zone. *Misc. Publ. U.S. Dep. Agric.*, no. 257, 97 p.
- RAFTER, G.W., 1905. *Hydrology of the State of New York*. N.Y. State Museum Bull. 85.
- RAKMANOV, V.V., 1966. Role of forests in water conservation. *Israël Program for Sci. Transl. Ltd.*, 192 p.
- RALEIGH, R.F., 1982. Habitat suitability index models: Brook trout. *USDI Fish and Wildlife Service*. FWS/OBS-82/10.24. 42 p.
- RALLISON, R.E., 1963. Effect of changes in watershed condition upon flood flows from small watershed areas. *In J.T. Krygier (ed.) Symp Forest Watershed Management Or. State Univ.* pp. 103-126.
- RAMBAL, S., 1987. Évolution de l'occupation des terres et ressources en eau en région méditerranéenne karstique. *J. Hydrol.*, 93: 339-357.
- REINHART, K.G., 1967. Watershed calibration methods. *In W. E. Sopper et H. W. Lull eds. Symp. For. Hydrol.*, Pergamon Press, New York., pp. 715-723
- REINHART, K.G., A.R. ESCHNER and G.R. TRIMBLE Jr., 1963. Effect on streamflow of four forest practices in the mountains of West Virginia. *U.S. Dep. Agric, Forest Serv. Res. Pap. NE-1*, 79 p.
- REINHART, K.G. and G.R. TRIMBLE, 1962. Forest cutting and increased water yield. *J. Am. Wat Wks Ass.*, 54: 1464-1472.
- REMENIERAS, G., 1959. *Éléments d'hydrologie appliquée*. Coll. Armand Collin Paris, 208 p.
- REMPP, G., 1930. L'influence de la forêt sur la pluie d'après les observations faites de 1921 à 1930 dans la forêt de Haguenau. *Ann Inst. Phys. du Globe, Strasbourg*, pp. 93-95.

- RICH, L.R., 1972. Managing a ponderosa pine forest to increase water yield. *Water Resour. Res.* 8(2): 422-428.
- RISHEL, G.B., J.A. LYNCH, and E.S. CORBETT, 1982. Seasonal stream temperature changes following forest harvesting. *J. Environ. Qual.* 11: 112-116.
- ROBERGE, J. and A.P. PLAMONDON, 1987. Observations on snowmelt runoff pathways on a slope in a boreal forest environment, lac Laflamme, Quebec. *In Proc. of NATO ASI Series. Series C. Mathematical and Physical Sciences, Les Arcs, France. Vol. 211: 611-645.*
- ROTHACHER, J., 1965. Streamflow from small watersheds on the western slope of the Cascade Range of Oregon. *Wat. Resour. Res.* 1: 125-134.
- ROTHACHER, J., 1971. Regimes of streamflow and their modification by logging. *In Symp. For. Land Use and Stream Environ. Proc. Oreg. State Univ., Corvallis.* pp. 40-54
- ROTHACHER, J., 1973. Does harvest in west slope Douglas-fir increase peak flow in small forest streams? *U.S. Forest Serv. Res. Pap. PNW-163*, 13 p.
- ROWE, J.S., 1972. *Les régions forestières du Canada.* Min. Envir. Serv. Can. For. Publ. No 1300F.
- ROWE, P.B., C.M. POUNTRYMAN and H.C. STOREY, 1954. Hydrologic analysis to determine effects of fire on peak discharges and erosion rates. *USDA For. Serv. Mimeo*, 13 p.
- ROTHWELL, R., 1977. Suspended sediment and soil disturbance in a small mountain watershed after road construction and logging, p. 285:300. *In R. H. Swanson and P. A. Logan (ed.) Proc. Symp. Alberta Watershed Research Program. Can. For. Serv. Inf. Rep. NORX176.*
- ROTHWELL, R., 1983. Erosion and sediment control at road-stream crossings. *For. Chron.* 59: 62-66.
- SABEAN, B., 1977. The effects of shade removal on stream temperature in Nova Scotia. *CAT/77/135/150.* Nova Scotia Department of Lands and Forests, Halifax. N.S. 31 p.

- SABEAN, B., 1978. Sediment: a preliminary investigation of the problem in Nova Scotia streams. Unpubl. Rep. Nova Scotia Department of Lands and Forests. Halifax. N.S. 12 p.
- SAHI, S.V. and G.M. COURTIN, 1983. Anthropogenic reduction in overstory tree canopy as a critical factor in cryopedogenesis. *In Proc. 40th Eastern Snow Conf.*, Toronto, Ont. pp. 177-179
- SATTERLUND, D.R. and A.R. ESCHNER, 1965. Land use, snow, and streamflow regimen in central New York. *Wat. Resour. Res.* 1 (3): 397-405
- SATTERLUND, D.R., 1972. Wildland watershed management. The Ronald Press Co., New York, 370 p.
- SCHINDLER, D.W., R.W. NEWBURY, K.G. BEATY, J. PROKOPOWICH, T. RUSZCZYNSKI and J. DALTON, 1980. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 37: 328-334.
- SCHMIDT, R.A. and C.A. TROENDLE, 1992. Sublimation of intercepted snow as a global source of water vapor. *60th Western Snow Conference.* 9 p.
- SCHNEIDER, J. and G.R. AYER, 1961. Effect of reforestation on streamflow in central New York. *US Geol. Surv. Water Sup. Pap.* 1602, 61 pp.
- SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN, 1974. Poissons d'eau douce du Canada. *Can. Bull. of Fish. and Aqua Sci.* No 184.
- SEUNA, P., 1980. Long term influence of forestry drainage on the hydrology of an open bog in Finland. *In The influence of Man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basins. Proceedings of the Helsinki Symposium, June 1980, Pub. IAHS no 130:* 141-149.
- SHENG, T.C. and C.C. KOH, 1967. Forest hydrology research in Taiwan, Republic of China. *In W.E. Sopper and H.W. Lull (eds). Intern. Symp. of Forest Hydrol. Pergamon Press:* 89-92.

- SHORTREED, K.S. and J.G. STOCKNER, 1982. Periphyton biomass and species composition in a coastal rainforest stream in British Columbia: effects of environmental changes caused by logging. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1887-1895.
- SINGH, T. and Y. KALRA, 1977. Impact of pulpwood clearcutting on stream water quality in west central Alberta, p. 272-284. *In* R. H. Swanson and P. A. Logan (ed.) Proc. Symp. Alberta Watershed Research Program. Can. For. Serv. Inf. Rep. NOR-X-176.
- SINGH T., Y.P. KALRA and G.R. HILLMAN, 1974. Effects of pulpwood harvesting on the quality of stream waters of forest catchments representing a large area in Western Alberta, Canada. *In* Effects of Man on the interface of the hydrological cycle with the physical environment. Proceedings of the Paris Symposium, September 1974, Pub. IAHS no 113: 21-27.
- SLANEY, P.A., T.G. HALSEY and A. F. TAUTZ, 1977. Effects of forest harvesting practices on spawning habitat of stream salmonids in the Centennial Creek watershed, British Columbia. B.C. Fish Wild. Branch. Fish. Manuscr. Rep. No. 73. Vancouver, B.C. 45 p.
- SNYDER, G.G., H.F. HAUPT and G.M. BELT, 1975. Clearcutting and burning slash alter quality of stream water in Northern Idaho. Res. Pap. For. Serv. U.S. Dept. Agric. Inc. - 158, 34 p.
- SOPPER, W.E. and H.W. LULL, 1970. Streamflow characteristics of the Northeastern United States. Penn. State Univ. Coll. of Agric., Agric. Exp. Sta. Bull. No 766, 129 p.
- SOPPER, W.E. and J.A. LYNCH, 1970. Changes in water yield following partial forest cover removal on an experimental watershed. *In* Symp. on the Results of Research on Representative and Experimental Basins. IAHS Publ. no 96: 369-389.
- STANTON, C.R., 1966. Preliminary investigation of snow accumulation and melting in forested and cut-over areas of the Crownest forest, p. 7-12. *In* Proc. 34th Western Snow Conf., Seattle, WA.
- SUNDARAM, K.M.S., P.D. KINGSBURY and S.B. HOLMES, 1984. Fate of chemical insecticides in aquatic environments: forest spraying in Canada, p. 253-276 *In* W.Y. Garner and J. Harvey, Jr. (ed.) Chemical and biological controls in forestry. American Chemical Society, Washington, DC.

- SWANK, W.T. and J.E. DOUGLASS, 1974. Streamflow greatly reduced by converting deciduous hardwood stands to pine. *Science* Vol. 185: 857-859.
- SWANK, W.T., J.E. DOUGLASS and G.B. CUNNINGHAM, 1982. Changes in water yield and storm hydrographs following commercial clearcutting on a southern Appalachian catchment. *Proc. of Symp. on Hydrol. Res. Basins, Bern.* pp. 583-594.
- SWANK W.T. and J.D. HELVEY, 1970. Reduction of streamflow increases following regrowth of clearcut hardwood forests. *In Results of research on representative and experimental basins. Proceedings of the Wellington Symposium, Wellington (NZ), IAHS publ. no 96: 346-360.*
- SWANK, W.T. and N.H. MINER, 1968. Conversion of hardwood-covered watersheds to White Pine reduces water yield. *Water Resour. Res.* 4(5): 947-954.
- SWANK, W.T. and H.T. SCHREUDER, 1973. Temporal changes in biomass, surface area, and net productivity from a *Pinus strobus* L. *Forest. Proc. Int. Un. For. Res. Org. working party for forest biomass, Univ. Maine Press, Orono.*
- SWANK, W.T., L.W. SWIFT, Jr. and J.E. DOUGLASS, 1968. Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. pp. 297-312. *In* W.T. Swank et D.A. Crossley Jr. eds. *Forest hydrology and ecology at Coweeta.* Springer Verlag N.Y. 469 p.
- SWANSON, R.H. and D.L. GOLDING, 1982. Snowpack management on Marmot watershed to increase late season streamflow, p. 215-218. *In Proc. 50th Western Snow Conf., Reno, NV.*
- SWANSON, R.H. and G.R. HILLMAN, 1977. Predicted increased water yield after clearcutting verified in West-Central Alberta. *Inf. Rep. North. For. Res. Centre Env. Can., NOR-X-198, 40 p.*
- SWANSON, R.H. and D.R. STEVENSON, 1971. Managing snow accumulation and melt under leafless aspen to enhance watershed value, p. 63-69. *In Proc. 39th Western Snow Conf., Billings, MT.*

- SWIFT, L.W. Jr. and W.T. SWANK, 1980. Long term responses of streamflow following clearcutting and regrowth. Paper presented at Symp. on Influence of Man on the Hydrological regime, Helsinki, Fin. , June 23-26. (Publication in process).
- SWIFT, L.W. and W.T. SWANK, 1981. Long term responses on streamflow following clearcutting and regrowth. *Hydrol. Sci. Bull.* 26: 245-256.
- SWINDEL, B.F. and J.E. DOUGLASS, 1984. Describing and testing nonlinear treatment effects in paired watershed experiments. *Forest Sci.* 30(2): 305-313.
- TELLER, H.L., 1968. Impact of forest land use on floods. *Unasylva* 22: 18-20.
- TENNESSEE VALLEY AUTHORITY. Division Water Control planning, Hydraulics Data Branch, 1961. Forest cover improvement influences upon hydrologic characters of White Hollow Watershed 1935-58, 104 pp.
- THIBAUT, M., 1985. Les régions écologiques du Québec méridional. Deuxième approximation (carte en couleur). *Service de la cartographie, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec.*
- THORNTWAITE, C.W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Amer. Geogr. Rev.* Vol. 38.
- TOEWS, D.A.A. and M. J. BROWNLEE, 1981. A handbook for fish habitat protection on forest lands in British Columbia. Department of Fisheries and Oceans, Vancouver, B.C. 172 p.
- TOEWS, D.A.A. and D.R. GLUNS, 1986. Snow accumulation and ablation on adjacent forested and clearcut sites in southeastern British Columbia. *Proc. 54th Western Snow Conference.* pp. 101-111.
- TROENDLE, C.A. and R.M. KING, 1987. The effect of partial and clearcutting on streamflow at Deadhorse Creek, Colorado. *J. of Hydrol.* 90: 145-157.
- TROENDLE, C.A. and J.R. MEINAN, 1984. Options for harvesting timber to control snowpack accumulation. *Proc. 52th Western Snow Conference.* pp. 86-97.

- TROENDLE, C.A. and M.A. NILLES, 1987. The effect of clearcutting on chemical exports in lateral flow from differing soil depths on a subalpine forested slope. *Forest Hydrology and Management*. IAHS Publication No 167: 423-432.
- TSUKAMOTO, Y., 1975. Effect of forest litter on runoff cycle in a small experimental watershed. *In. Proc. Symp. Hydrol. Characteristics of River Basins*. (Tokyo, Japan, Dec. 1975). *Int. Assoc. Hydrol. Sci. Publ.* 117: 487-495.
- TVA, 1962. Reforestation and erosion control influences upon the hydrology of the Pine Branch Watershed 1941 to 1960. *Rep. Div. Water Control Planning*. Tenn. Valey Autho. 98 p.
- TYLER, R.W. and D.R. GIBBONS, 1973. Observation of the effects of logging on salmon - producing tributaries of the Stacey Creek watershed and of logging in the Sitka district. *Univ. Wash., Fish. Res. Inst., Final Report Part I, FRI-UW-7307*, 58 p.
- UNIVERSITY OF NEW BRUNSWICK, 1976. Nashwaak Experimental Watershed Project. *Annu. Rep. 1975-1976*, p. 17-19. Faculty of Forestry, Fredericton, N.B.
- URSIC, S.J., 1969. Hydrologic effects of prescribed burning on abandoned fields in northern Mississippi South. *Forest Exp. Stn., New Orleans, La.* 20 p. 9USDA Forest Serv. Res. Pap. 50-46).
- URSIC, S.J. and J.L. THAMES, 1960. Effect of cover types and soils on runoff in northern Mississippi. *J. Geophys. Res.* 65: 663-667.
- USDA FOR. SERV., 1950. How forest conditions affected the 1948 Columbia flood. *U.S. Dept. Agric., Forest Serv. Agric. inf. Publ.* 10, 17 p.
- USDA FOR. SERV., 1977. A computer model for determining water yield from forest activities. *Coeur d'Alene. Idaho Panhandle National Forests.* 36 p.
- U.S. FOREST SERVICE, 1964. Moist-site timber harvest increases streamflow in Arizona. *In Annual Report 1963, Rocky Mountain Forest Expt. Sta. For. Serv. U.S. Dep. Agric.* 59 p.
- VAN LILL, W.S., F.J. KRUGER and D.B. VAN WYK, 1980. The effect of afforestation with *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden and *Pinus patula* Schlecht. Et Cham. on streamflow from experimental catchments at Mokibulaan, Transsvaal. *J. Hydrol.*, 48: 107-118.

- VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL and C.E. CUSHIN, 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- VAN WYK, D.B., 1977. Die invloed van bebossing met *Pinus radiata* op die totale jaarlikse afvoer van die Jonkershoek strome. Unpubl. M.Sc. thesis, Univ. Stellenbosch, 206 pp.
- VARTY, I.W., 1980. Summary overview of environmental surveillance in 1978 and 1979, p. 1-4. In I.W. Varty (ed.) *Environmental surveillance in New Brunswick 1978-1979: effects of spray operations for forest protection against spruce budworm.* Faculty of Forestry. University of New Brunswick, Fredericton, N.B.
- VERRY, E.S., 1972. Effect of an aspen clearcutting on water yield and quality in northern Minnesota. In: *Proceedings of National Symposium on Watersheds in transition.* Amer. Water Resour. Assoc. Proc. Series 14: 276-284
- VERRY, E.S., 1987. The effect of aspen harvest and growth on water yield in Minnesota. *Proceedings Forest hydrology and watershed management symposium.* IAHS Publ. No. 167: 553-562.
- VERRY, E.S., 1986. Forest harvesting and water: The Lake States experience. *Wat. Resour. Bull.* 22(6): 1039-1047.
- VERRY, E.S., 1987. The effect of aspen harvest and growth on water yield in Minnesota. *Proceedings Forest hydrology and watershed management symposium.* IAHS Publ. No. 167: 553-562.
- WICHT, C.L., 1943. Determination of the effects of watershed management on mountain streams. *Am. Geophys. Union Trans.* 2: 594-608.
- WHITTAKER, R.H. and G.M. WOODWELL, 1967. Surface area relations of woody plants and forest communities. *Am. J. Bot.*, 54: 931-939.
- WHO, 1971. *International standards for drinking water.* World Health Organization. Geneva, 3^e Ed., 76 p.
- WICHT, C.L., 1967. Forest hydrology research in the South African Republic. In W. E. Sopper et H. W. Lull eds. *Int. Symp. For. Hydrol.* Pergamon Press, New York. pp. 75-84

- WILLIAMS, A.G., J.L. TERNAN and M. KENT, 1987. The impact of conifer afforestation on water quality in an upland catchment in southern England. *Forest Hydrology and Management*. IAHS Publication No 167: 451-464.
- WILM, H.C., 1943. Statistical control of hydrologic data from experimental watersheds. *Trans. Am geophys. Un., Part 2*, pp. 618 -624.
- WILSON, R.C.H., W.R. ERNST, G. JULIEN and S. E. HALL, 1983. Brief to the Nova Scotia Royal Commission of forestry. Vol. II, Sect. 3. Environment Canada, Environmental Protection Service Halifax, N.S. 148 p.
- ZADROGA, F., 1981. The hydrological importance of a mountain cloud forest area of Costa Rica. *In* (R. Lal et F. W. Russell eds.) *Tropical agricultural hydrology*. pp. 59-73.
- ZON, R. 1912. Forest and water in the light of scientific investigation. Doc. U.S. Congress 62nd Session no 469: 205-302.

ANNEXE 1

CYCLE HYDROLOGIQUE

Magnitude des composantes pour la Forêt Montmorency en mm/an

