

3.0 Sources anthropiques d'azote et de phosphore

Faits saillants

- ❖ En 1996, 73% des Canadiens étaient raccordés à un réseau d'égouts municipal, tandis que 25% rejetaient leurs eaux usées dans une fosse septique. Les 2% restants utilisaient vraisemblablement une lagune.
- ❖ Les déchets humains sont la principale source d'azote et de phosphore dans les eaux usées qui sont acheminées aux installations municipales de traitement des eaux usées.
- ❖ En 1996, au moins 94% des eaux usées qui aboutissent dans les égouts font l'objet au moins d'un traitement primaire. Dans la portion intérieure du pays (de l'Alberta à l'Ontario), la majorité des eaux usées recueillies sont soumises à un traitement secondaire ou plus poussé. Les Canadiens vivant en régions côtières rejettent souvent leurs eaux usées à l'état brut.
- ❖ Au Canada, la charge de phosphore provenant des installations municipales de traitement des eaux usées a diminué de 37% entre 1983 et 1996. En revanche, les charges d'azote ont augmenté de 17% durant cette même période.
- ❖ La production agricole a doublé au cours des 50 dernières années. Cette augmentation a été rendue possible par l'introduction de cultivars améliorés, l'amélioration des pratiques de gestion des cultures, l'utilisation de pesticides et l'épandage de quantités accrues de fumier et d'engrais.
- ❖ Les engrais, le fumier et l'azote fixé par les légumineuses sont les principales sources d'éléments nutritifs dans les terres cultivées. En 1996, au Canada, l'application d'engrais se faisait typiquement à des doses de 60 à 86 kg d'azote/ha et de 10 à 33 kg de phosphore/ha, et les épandages de fumier, à des doses de 114 à 301 kg d'azote/ha ou de 38 à 184 kg de phosphore/ha.
- ❖ Au Canada, la contribution des activités agricoles à la charge d'ammoniac atmosphérique s'établit à environ 91%. Le ruissellement et le lessivage agricoles sont également des sources d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines.
- ❖ La majeure partie des quelque 204 tonnes de phosphore et 956 tonnes d'azote qui sont rejetées annuellement dans les eaux intérieures du Canada par les exploitations aquacoles provient de la décomposition de la nourriture excédentaire et du rejet de déchets métaboliques par les poissons.
- ❖ Les retombées atmosphériques représentent un apport annuel moyen d'azote inorganique dissous de 3,4 kg/ha à l'est de la frontière Manitoba-Ontario et de 0,8 kg/ha à l'ouest de cette même frontière. Les dépôts secs et humides de phosphore varient entre 0,01 et 0,7 kg/ha/an à l'échelle du Canada.

L'introduction d'azote et de phosphore dans l'environnement résulte de processus naturels et anthropiques (voir le chapitre 2). Le plus important réservoir d'azote exploité par les humains est l'azote gazeux atmosphérique (N_2). L'azote gazeux atmosphérique est à la base de la plupart des composés azotés manufacturés. Les engrais constituent le principal produit azoté manufacturé. L'ammoniac est également utilisé à titre d'élément nutritif dans divers processus de fermentation des aliments et des boissons, ainsi que pour la production de fibres synthétiques (p. ex. nylon) (Kettrup et

Hüppe 1988). Les dérivés de l'hydrazine (N_2H_4) sont utilisés comme agents chimiothérapeutiques, en particulier pour le traitement de la lèpre et de la tuberculose. Enfin, certains composés à base de nitrate et de nitrite entrent dans la fabrication d'explosifs commerciaux, de colorants azoïques et d'agents pharmaceutiques.

Les composés phosphorés industriels sont fabriqués à partir de phosphate de calcium minéral qui a été transformé en acide phosphorique soit par fusion, soit par traitement à l'acide. À l'heure actuelle, environ 80 à 85% de la production mondiale de phosphate est affectée à la fabrication d'engrais. Le deuxième plus grand utilisateur de phosphate est l'industrie des détergents. Avant les années 1950, la plupart des détergents étaient des savons composés essentiellement de graisses animales et de soude (hydroxyde de sodium). En 1947, les premiers détergents synthétiques ont fait leur apparition sur le marché, et ils ont rapidement été acceptés par les consommateurs en raison de leurs propriétés nettoyantes accrues. Ces nouvelles formulations contenaient du tripolyphosphate de sodium, adjuvant qui adoucissait l'eau et optimisait l'efficacité de nettoyage des autres ingrédients actifs. Le tripolyphosphate de phosphate est demeuré pratiquement le seul adjuvant utilisé dans les détergents à lessive jusqu'à la fin des années 1980. Toutefois, à cause de ses effets néfastes sur la qualité de l'eau, cet ingrédient a été remplacé au cours des dernières années par d'autres adjuvants, même si ces derniers, du fait de leur efficacité moindre, nécessitent l'ajout d'autres produits chimiques (CEEP 1998).

En raison de sa valeur nutritive, le phosphate entre également dans la fabrication de suppléments alimentaires pour animaux. Les phosphates de consommation humaine sont utilisés pour la fabrication de produits alimentaires tels que les produits laitiers, les produits carnés et les produits de boulangerie, de même que les boissons gazeuses. Ainsi, les composés phosphatés sont employés comme levain dans les produits de boulangerie et comme agents de polissage dans les dentifrices. Enfin, les phosphates sont utilisés industriellement pour la fabrication de produits retardants et le traitement anticorrosif des surfaces métalliques (phosphatation), et comme bain pour le polissage électrolytique des produits en acier inoxydable (Kettrup et Hüppe 1988).

En bref, l'azote et le phosphore font intimement partie de notre vie de tous les jours. Grâce aux engrais azotés et phosphorés, nous sommes en mesure de satisfaire une bonne part de la demande alimentaire mondiale. L'azote et le phosphore sont présents dans bon nombre des produits que nous utilisons couramment ou qui entrent dans leur fabrication. En outre, l'azote et le phosphore jouent un rôle crucial dans la croissance et le métabolisme de tous les animaux, dont les humains. Chez les humains, le phosphore représente 1,1 à 1,2 g/kg de poids corporel, la plus forte proportion (85%) étant concentrée dans les os et les dents. L'azote est la constituante de base des acides aminés, unités structurales des protéines et de l'ADN et, de ce fait, intervenants prépondérants dans la régulation de diverses réactions physiologiques essentielles (West et al. 1966). Malheureusement, la transformation de l'azote et du phosphore provenant des réservoirs naturels en produits à usage domestique et industriel et en aliments destinés à la consommation humaine et animale entraîne une perte non souhaitable d'éléments nutritifs dans l'environnement. Comme la transformation de l'azote et du phosphore par des procédés biologiques et industriels n'est pas entièrement efficace, des éléments nutritifs sont perdus à chaque étape.

Le présent chapitre a pour objet de répertorier et de quantifier les sources anthropiques d'azote et de phosphore dans l'environnement au Canada. Les principales sources anthropiques sont les pertes

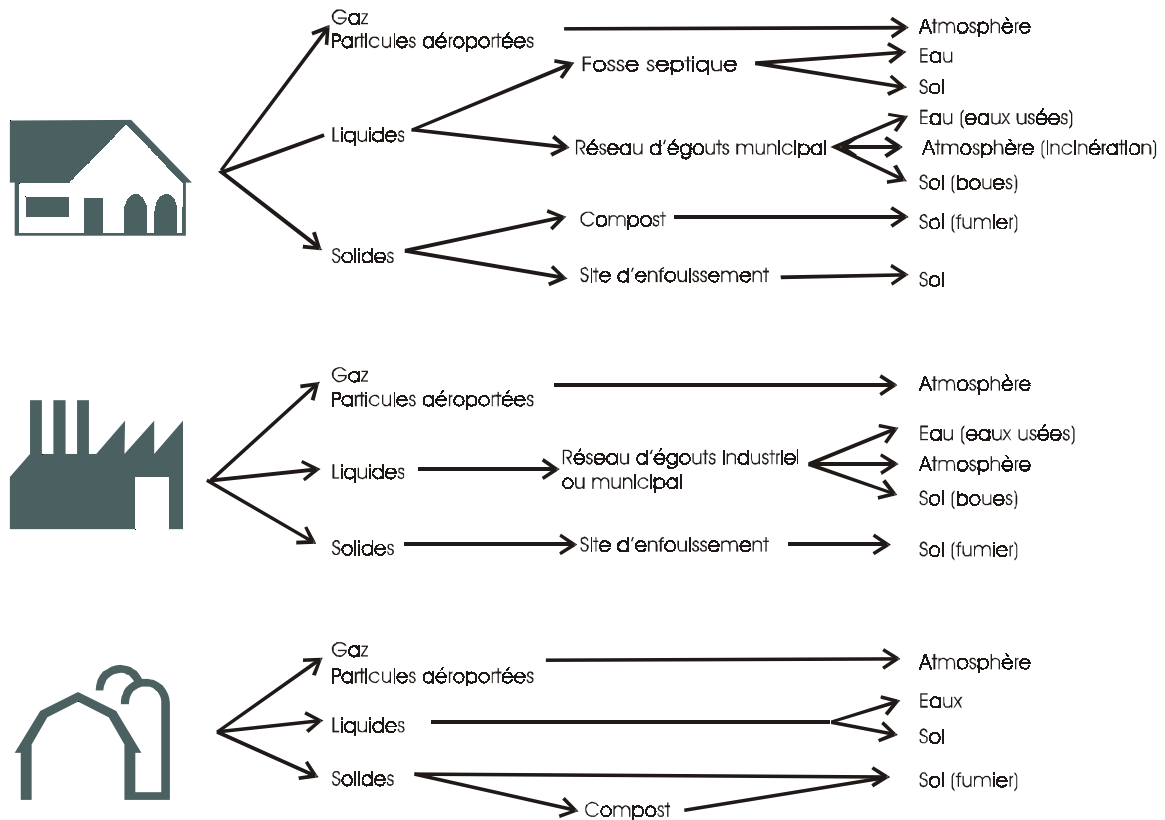


Figure 3.1. Sources domestiques, industrielles et agricoles d'azote et de phosphore dans l'environnement.

associées aux secteurs municipal, industriel et agricole. Pour ces trois secteurs, les rejets d'éléments nutritifs peuvent se faire sous forme de gaz ou de particules aéroportées dans l'atmosphère, d'eaux usées et d'eaux de ruissellement dans les eaux de surface ou les eaux souterraines (dans le cas d'activités terrestres telles que l'agriculture et l'exploitation forestière) ou de déchets solides dans les sols (figure 3.1). Dans ce chapitre, nous passons en revue les rejets d'éléments nutritifs d'origine municipale, industrielle, agricole, aquacole et forestière dans les eaux de surface et les eaux souterraines, l'atmosphère et les sols.

3.1 Déchets municipaux

Les déchets municipaux englobent les déchets liquides, également connus sous le nom d'eaux usées ou eaux d'égout, et les déchets solides produits par les ménages et les entreprises commerciales.

Les eaux usées municipales sont un mélange complexe de solides en suspension, de microorganismes, de débris et de divers produits chimiques à usage domestique et industriel (Environnement Nouveau-Brunswick 1982; Birtwell et al. 1983; MEO 1988). Presque tous les ménages, les immeubles de bureaux et les petites et moyennes entreprises rejettent leurs eaux usées dans un réseau d'égouts municipal. Les grandes industries (fabriques de pâtes, exploitations minières, grandes usines de fabrication, etc.) traitent et rejettent souvent leurs eaux usées indépendamment. Les rejets effectués par les industries détenant un permis d'exploitation provincial sont présentés à la section 3.2.

Le transport des eaux usées municipales provenant des ménages, des entreprises et des emprises de

route est assuré par un réseau d'égouts complexe. Les réseaux d'égouts se présentent sous deux formes:

- réseaux séparés comprenant d'une part les égouts sanitaires, qui acheminent les eaux usées brutes

des ménages et des entreprises aux installations de traitement des eaux usées, et d'autre part, les égouts pluviaux, ensemble de conduites et de fossés recueillant les eaux pluviales s'écoulant à la surface des rues, des terrains de stationnement et des toits pour les rejeter dans les cours d'eau, les lacs ou les eaux côtières;

- réseaux unitaires (ou mixtes) assurant le transport des eaux usées brutes et, dans certains cas, des eaux pluviales vers les installations de traitement des eaux usées durant les périodes de faibles précipitations, mais rejetant les surplus d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées dans les eaux réceptrices durant les périodes de fortes précipitations ou au moment de la fonte des neiges, c'est-à-dire lorsque leur capacité nominale est dépassée.

Les villes possèdent soit des réseaux distincts (égouts pluviaux et égouts sanitaires), soit un réseau unitaire. Dans les régions rurales, la construction d'un réseau d'égouts n'est pas justifiée ou est économiquement impensable en raison de la faible densité des populations. Les ménages des régions rurales rejettent habituellement leurs déchets dans des fosses septiques ou des réservoirs de rétention.

Effluents des installations municipales de traitement des eaux usées

En 1992, on comptait environ 2 800 installations municipales de traitement des eaux usées (IMTEU) au Canada. Le pourcentage de Canadiens ayant accès à un service de traitement des eaux usées a augmenté au cours des dernières années. Des sondages effectués par Environnement Canada ont révélé que 73% des Canadiens étaient raccordés à un réseau d'égouts municipal en 1996 (Environnement Canada 1996a). Les 27% restants (8 millions d'habitants) vivaient dans des villages de moins de 1 000 habitants ou dans des régions rurales, et la majorité d'entre eux rejetaient leurs eaux usées dans des fosses septiques (25%) ou des lagunes (2%). Parmi les Canadiens raccordés à un réseau d'égouts municipal, 94% (20,7 millions d'habitants) avaient accès à un service de traitement des eaux usées (primaire ou plus poussé) en 1996, comparativement à 85% (17,4 millions d'habitants) en 1991 (figure 3.2). Les autres Canadiens (6% de la population, soit 1,3 million d'habitants) étaient desservis par des ouvrages de collecte des eaux usées non raccordés à une installation de traitement

Types de traitement des eaux usées

Type de traitement	Description
Primaire	Tri mécanique et sédimentation des eaux usées destinés à réduire la demande biologique en oxygène (DBO) influente de 20 à 30% et le total des solides en suspension (TSS) d'environ 60%.
Secondaire	Aération mécanique des eaux usées visant à stimuler la dégradation biologique de la matière organique soluble, suivie d'une sédimentation des solides destinée à réduire la DBO influente et le TSS de 80 à 95%.
Tertiaire	Traitement additionnel par filtration sur sable ou lagunage après le traitement secondaire visant à réduire encore davantage le TSS et la DBO.
Lagunes/ Étangs de stabilisation des eaux usées	Traitement biologique des eaux usées dans un ou plusieurs bassins relativement peu profonds. Couramment utilisé dans les petites communautés, ce procédé produit des effluents d'une qualité comparable à celle obtenue avec le traitement secondaire.
Élimination du phosphore	Procédé de réduction des concentrations de phosphore total par l'ajout une solution de fer ou d'aluminium (p. ex. alun). L'élimination du phosphore total peut être réalisée à n'importe quelle étape du traitement des eaux usées.

Définitions d'après MEEQ 1993.

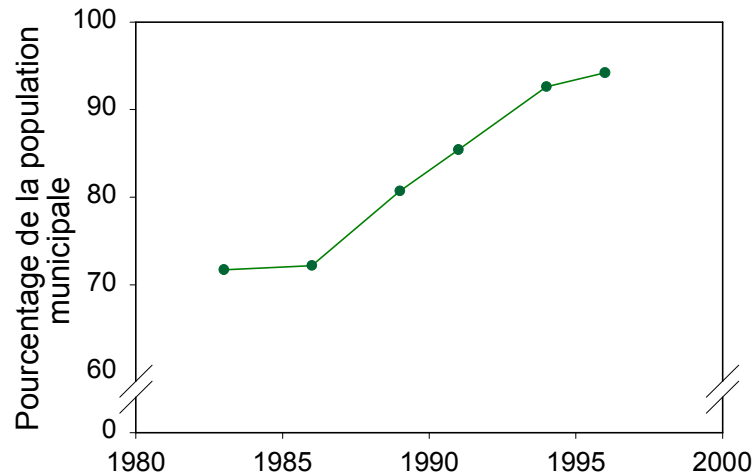


Figure 3.2. Proportion de la population canadienne ayant accès à un service municipal de traitement des eaux usées, 1983-1996. Les données s'appliquent aux localités de plus de 1 000 habitants desservis par un réseau d'égout (Environnement Canada 1996a).

rejetant directement les eaux usées brutes dans les lacs, les cours d'eau ou les eaux côtières (Environnement Canada 1996a).

La qualité du traitement des eaux usées s'accroît au Canada à mesure que les municipalités modernisent leurs installations. En 1996, 38% de la population municipale avait accès à un service de traitement tertiaire (essentiellement une élimination accrue du phosphore), comparativement à 36% en 1991 (figure 3.3). Le pourcentage de la population municipale ayant accès à des services de traitement secondaire (incluant les procédés mécaniques comme l'activation des boues ou les lits bactériens et les procédés non mécaniques comme le lagunage) a grimpé de 29% en 1991 à 34% en 1996. Dans le cas du traitement primaire, ce pourcentage est passé de 20% à 22%. Une bonne part des progrès ont été enregistrés au Québec, où le pourcentage de la population ayant accès au traitement des eaux usées est passé de 2 à 75% entre 1980 et 1991 (MEFQ 1995).

Le niveau de traitement des eaux usées varie considérablement d'une région à l'autre au Canada (figure 3.3). La majeure partie de la population de la Colombie-Britannique a accès à un service de traitement primaire. Cette évaluation est cependant exagérée, car les installations de traitement des eaux usées de Victoria n'assurent qu'un dégrillage des eaux usées à travers des mailles de 6 mm, sans sédimentation. Quant aux traitements secondaire et tertiaire, les gains enregistrés dans la province au cours des cinq dernières années sont très faibles. Dans les provinces des Prairies, la majeure partie de la population a accès à un service de traitement secondaire ou tertiaire. La population ontarienne est en grande partie desservie par des installations de traitement tertiaire, et des gains substantiels à ce chapitre ont été réalisés depuis 1983 par suite de la mise en œuvre de programmes d'assainissement des Grands Lacs. Au Québec, la majorité de la population a accès à des services de traitement primaire ou secondaire, et bon nombre des progrès ont été accomplis au cours des dix dernières années. Dans les provinces atlantiques, plus de la moitié de la population est raccordée à un réseau d'égouts rejetant directement les eaux usées à l'état brut dans les eaux estuariennes ou côtières.

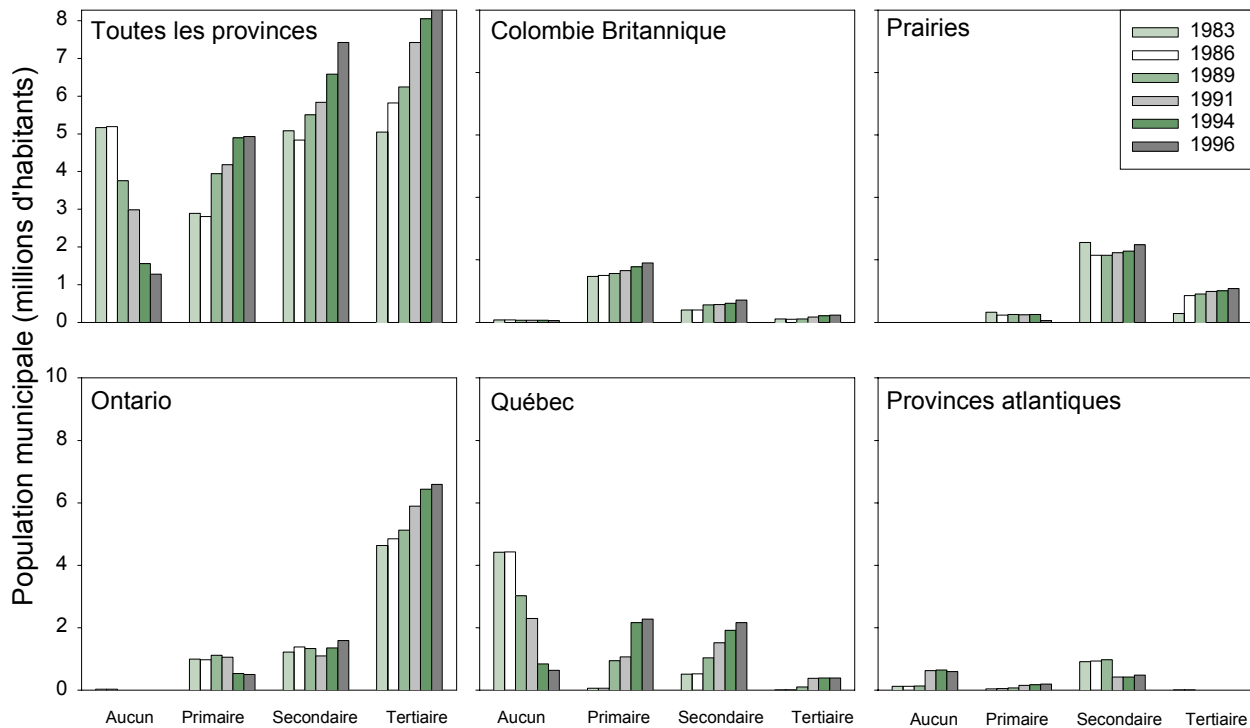


Figure 3.3. Nombre de Canadiens dans chaque région du Canada, à l'exclusion des territoires, ayant accès à un service de traitement des eaux usées, 1983-1996. Les données se rattachent aux communautés de plus de 1 000 habitants raccordées à un réseau d'égout (Environnement Canada 1996a). Les données des territoires ont été omises, les faibles effectifs n'étant pas discernables à cette échelle. Les communautés utilisant des lagunes ou des services de traitement secondaire ont été regroupées, les lagunes produisant des effluents d'une qualité comparable à celle obtenue avec le traitement secondaire.

Les types de services offerts dans le passé et actuellement par les grandes villes reflètent bien la diversité des traitements des eaux usées appliqués dans les diverses régions du Canada (figure 3.4). Les étangs de stabilisation des eaux usées (lagunes) assurent le traitement des eaux usées des populations relativement petites comme celles de Whitehorse et Yellowknife. Les deux principales villes canadiennes de la côte du Pacifique, Vancouver et Victoria, ont longtemps rejeté leurs eaux usées sans les traiter au préalable. Victoria a introduit un procédé de dégrillage en 1989 afin d'extraire des eaux usées les matières résiduelles flottantes de grande taille comme les grumes et les objets en plastique. Vancouver s'est doté d'installations de traitement primaire en 1961 et a modernisé deux de ses trois IMTEU pour le traitement secondaire en 1998. Toutes les grandes villes des Prairies (Edmonton, Calgary, Saskatoon, Regina et Winnipeg) offrent de façon minimale des services de traitement secondaire, et Regina, Saskatoon et Calgary utilisent en plus un procédé d'élimination accrue du phosphore. En Ontario, Toronto et Ottawa soumettent leurs eaux usées à un traitement secondaire et à un procédé d'élimination accrue du phosphore, et London dispose d'installations de traitement tertiaire. Au Québec, les eaux usées font l'objet d'un traitement primaire et d'une élimination accrue du phosphore à Montréal, et d'un traitement secondaire à Québec. Dans les provinces atlantiques, de nombreuses villes rejettent directement leurs eaux usées dans l'océan (p. ex. St. John's, Halifax, Charlottetown) et n'offrent aucun service de traitement ou seulement des services de traitement primaire. Fredericton possède des installations de traitement secondaire, tandis que Saint John soumet seulement la moitié de ses eaux usées à un traitement secondaire, rejetant l'autre

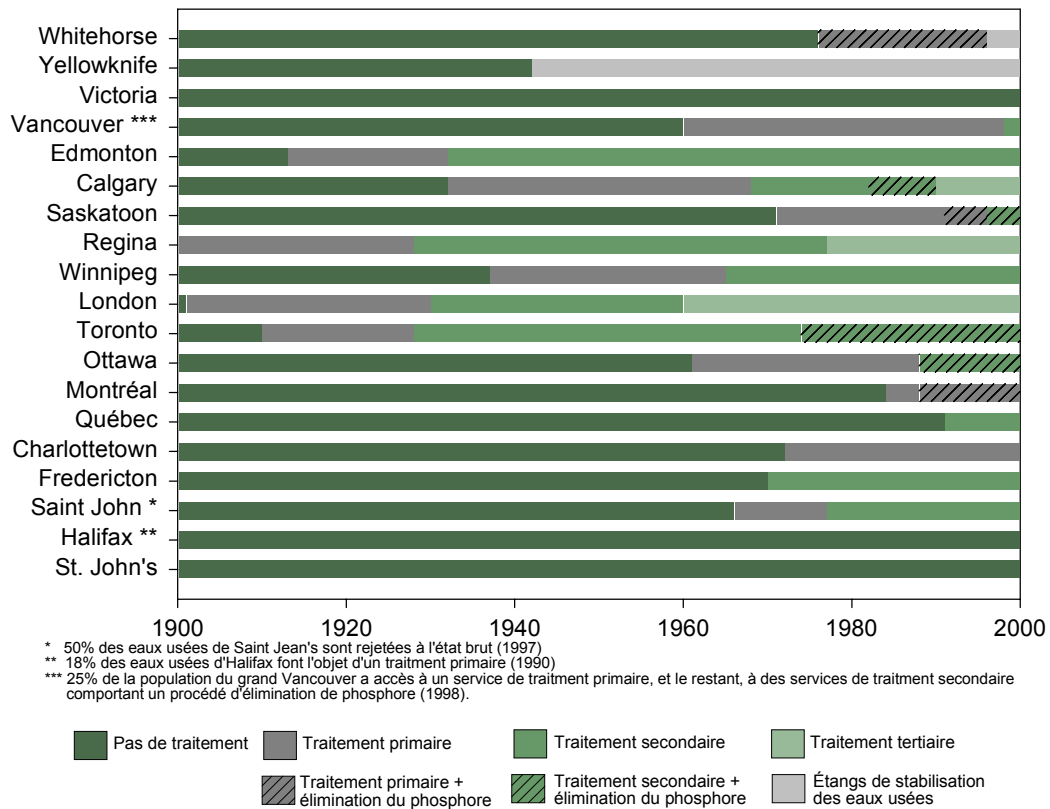


Figure 3.4. Évolution des installations de traitement des eaux usées dans les grandes villes canadiennes de 1900 à 2000. Les dates correspondent au début des améliorations apportées aux installations de traitement et non au moment de l'application intégrale des nouveaux traitements. Les données ont été obtenues au terme de consultations auprès des services techniques ou des services publics des villes concernées.

moitié sans traitement préalable.

Eaux usées

En 1991, environ 4 300 millions de mètres cubes d'eaux usées municipales ont été rejetés dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada (Statistique Canada 1994). Même si toutes les IMTEU ne mesurent pas la composition de leurs effluents, les charges d'éléments nutritifs peuvent être estimées à partir des données disponibles sur la charge moyenne d'éléments nutritifs par habitant pour les divers niveaux de traitement. Nous nous sommes fondés sur les données d'une étude approfondie des rejets d'eaux usées municipales par type de traitement réalisée en Ontario en 1991 pour calculer une charge influente moyenne de phosphore total de 3,38 g/habitant/jour ainsi que la charge effluente moyenne de phosphore total et le rendement d'élimination de chaque niveau de traitement (tableau 3.1). La charge de phosphore total des IMTEU est égale au produit de la charge influente de phosphore (3,38 g/habitant/jour) par le nombre d'habitants desservis par chaque niveau de traitement (figure 3.3) et le rendement d'élimination de chaque type de traitement (tableau 3.1). Les charges d'azote n'ont pas été évaluées dans le cadre de l'étude précitée. Nous avons donc utilisé une valeur de charge influente de 10 g d'azote total/habitant/jour en nous fondant sur l'estimation de 12 g/habitant/jour (soit l'équivalent par habitant d'un volume de 350 L d'eaux usées renfermant 35 mg d'azote total/L acheminé quotidiennement vers l'IMTEU) proposée par Tchobanoglous et Burton (1991) et en réduisant cette estimation de 10% en considération des pertes subies lors du traitement

Tableau 3.1. Charge de phosphore total dans l'effluent final et rendement d'élimination des divers types de traitement des eaux usées. Les valeurs sont fondées sur des données recueillies en 1991 dans le cadre d'une évaluation des IMTEU de l'Ontario (MEEQ 1993). Le rendement d'élimination correspond à la différence entre les charges influente et effluente et est exprimé sous forme de pourcentage de la charge influente.

Type de traitement	Élimination du phosphore	Nombre d'installations échantillonnées	Charge effluente de phosphore total (g/habitant/j)	Rendement d'élimination du phosphore total (%)
Primaire	Non	9	1,71	36,3
	Oui	19	0,75	75,5
	Moyenne	28	1,06	62,9
Secondaire	Non	46	1,03	59,0
	Oui	137	0,42	88,4
	Moyenne	183	0,58	81,0
Lagunes	Non	45	0,78	65,5
	Oui	76	0,20	92,5
	Moyenne	121	0,42	82,4
Tertiaire	Non	2	1,02	58,7
	Oui	33	0,15	94,7
	Moyenne	35	0,20	92,7

des eaux usées (en supposant en outre l'absence de traitement d'élimination accrue de l'azote). Enfin, nous avons estimé la charge d'azote total des IMTEU en multipliant la charge influente d'azote (10 g/habitant/jour) par le nombre d'habitants formant la population (figure 3.3.).

En 1996, les IMTEU ont rejeté 5 600 tonnes de phosphore (phosphore total) dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada (figure 3.5). Ces quantités représentent une réduction de 37% par rapport aux charges de 1983 et de 20% par rapport à celles de 1991. La charge de phosphore total rejetée par les IMTEU ontariennes (1 000 tonnes en 1996) est semblable à celle des IMTEU des provinces atlantiques (900 tonnes) et de la Colombie-Britannique (1 000 tonnes), bien que la population de l'Ontario soit respectivement cinq et trois fois plus élevée que celles des provinces atlantiques et de la Colombie-Britannique. Cette situation s'explique par le fait qu'un fort pourcentage de la population ontarienne a accès à des services de traitement tertiaire et que les populations des zones côtières jouissent au mieux de services de traitement primaire. À l'échelle du pays, en 1996, la contribution des eaux usées municipales à l'apport de phosphore total dans les eaux intérieures, les eaux côtières du Pacifique, les eaux côtières de l'Atlantique et les eaux côtières de l'Arctique s'élevait à respectivement 4 300 tonnes, 440 tonnes, 840 tonnes et 2 tonnes.

La quantité totale d'azote rejetée dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada s'élevait à près de 80 000 tonnes en 1996. Cette valeur représente une augmentation de 17% et de 7% par rapport aux charges enregistrées en 1983 et en 1991, respectivement. Les plus fortes charges ont été observées en Ontario et au Québec, les deux provinces les plus peuplées au Canada. À l'échelle du pays, en 1996, la contribution des eaux usées municipales à l'apport d'azote total dans les eaux intérieures, les eaux côtières du Pacifique et les eaux côtières de l'Atlantique s'établissait à respectivement 71 000 tonnes, 4 000 tonnes et 5 000 tonnes.

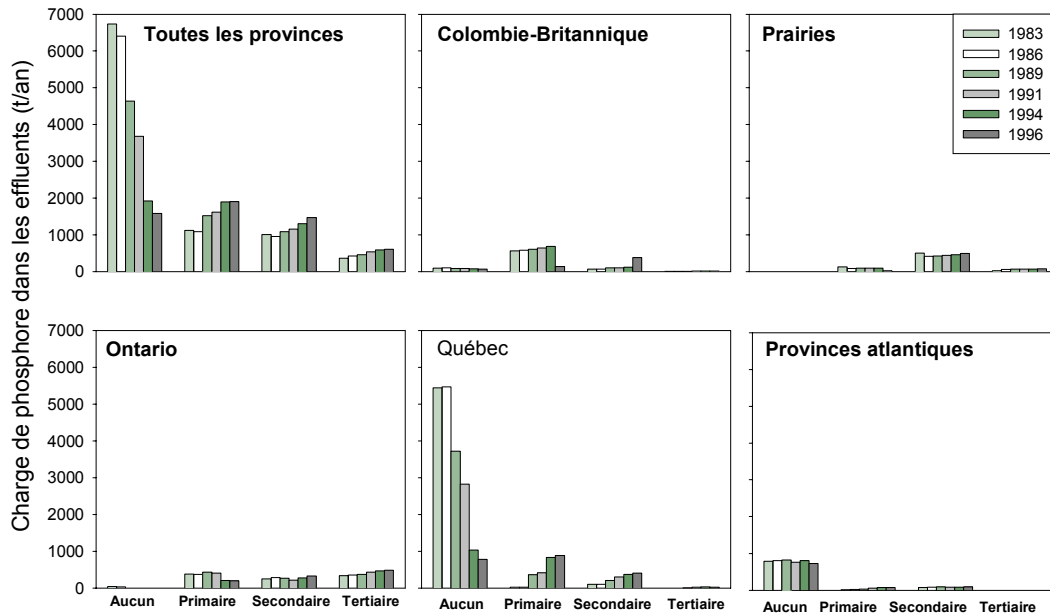


Figure 3.5. Charge de phosphore total associée au rejet d'effluents municipaux par région provinciale du Canada, 1983-1996. Cette charge est égale au produit de la charge influente de phosphore par le nombre d'habitants desservis par des services de traitement primaire, secondaire ou tertiaire (Environnement Canada 1996a) par le rendement d'élimination du phosphore de chaque type de traitement indiqué au tableau 3.1. Le nombre d'habitants n'ayant pas accès à des services de traitement des eaux usées a été estimé d'après l'écart entre les estimations de recensement du nombre d'habitants vivant dans chaque région (Statistique Canada 1998a) et les estimations du nombre d'habitants bénéficiant d'un service de traitement des eaux usées tirées de la base de données d'Environnement Canada (Environnement Canada 1996a). Les données des territoires ont été omises, leurs faibles effectifs n'étant pas discernables à cette échelle.

Les charges d'éléments nutritifs susmentionnées s'appliquent à l'azote total et au phosphore total. Seulement une partie de la charge totale se présente sous des formes susceptibles de provoquer une eutrophisation ou, dans le cas de l'azote, d'avoir des effets toxiques. Dans le cas du phosphore, environ 65 à 100% de la charge provenant des eaux usées est biodisponible (Sonzogni et al. 1982; Tchobanoglous et Burton 1991; Berge et Källqvist 1998). Dans le cas de l'azote, environ 60% de la charge totale se présente sous la forme d'ammoniac libre, le restant étant de l'azote organique (Tchobanoglous et Burton 1991).

Les sources d'éléments nutritifs dans les eaux usées municipales sont les déchets humains, les produits de nettoyage à usage domestique (détergents à lessive, détergents pour lave-vaisselle et agents de nettoyage à usages multiples) et les sous-produits générés par des entreprises commerciales et des industries rejetant leurs eaux usées dans un réseau d'égouts municipal. La présence d'azote dans les eaux usées domestiques est essentiellement liée aux déchets humains. Cette source représente plus de 90% de la charge domestique d'azote, la forme dominante d'azote étant l'ammoniac suivi des formes organiques. Bien que les rejets industriels dans les réseaux d'égouts municipaux interviennent également dans l'augmentation de la charge d'azote, les déchets humains constituent généralement la majeure partie de l'apport.

Les sources de phosphore dans les eaux usées municipales sont plus diversifiées que les sources d'azote. Avant que la teneur en phosphore dans les détergents à lessive soit réglementée en vertu de la partie III de la *Loi sur les ressources en eau du Canada* (qui a restreint la teneur en phosphore à 8,7% en masse en 1970, puis à 2,2% en 1973), les charges de phosphore provenant des déchets humains et des détergents à lessive étaient pratiquement égales. Une analyse de données de 1996 révèle que les déchets humains étaient la principale source de phosphore dans les eaux usées municipales au Canada, suivis des sources commerciales et industrielles (tableau 3.2). Les contributions individuelles des détergents à lave-vaisselle, des agents de nettoyage à usages multiples et des détergents à lessive s'élevaient toutes à au plus 7%.

En plus de rejeter de façon régulière des eaux usées traitées, les IMTEU peuvent rejeter à l'occasion des eaux usées brutes. Cette opération, appelée dérivation, diffère du trop-plein d'égouts unitaires par le fait que le rejet se produit à partir d'une IMTEU, et non d'un égout. Des dérivations peuvent être pratiquées dans les réseaux d'égouts sanitaires et d'égouts unitaires pour diverses raisons, en particulier en cas d'augmentation importante du volume des eaux usées engendrée par un orage ou la fonte des neiges, de problèmes d'exploitation découlant d'un bris ou d'une défectuosité mécanique ou d'une croissance de la population ou des industries déterminant une hausse de volume des eaux usées excédant la capacité nominale de l'IMTEU. Dans la plupart des provinces, cette pratique est interdite, à moins que des circonstances exceptionnelles en justifient l'application (situations d'urgence telles que la protection des sous-sol en cas d'inondation, la prévention de dommages éventuels à l'équipement de l'IMTEU ou l'évitement du lessivage des matières solides). Des données d'un sondage réalisé en Ontario en 1991 ont montré que 75 des 204 IMTEU participantes (ou 37%) avaient effectué des dérivations (MEEO 1993), dans la plupart des cas durant la période de la fonte des neiges en mars et en avril. Le volume annuel total des rejets s'élevait à 2,2 millions de mètres cubes dans le cas des dérivations aux installations de traitement primaire et à 9,6 millions de mètres cubes dans celui des dérivations aux installations de traitement secondaire, soit 0,11 et 0,46%, respectivement, du volume total d'effluents traité en 1991 (MEEO 1993).

Boues d'épuration

L'expression boues d'épuration désigne les solides organiques et inorganiques résultant de la décomposition et de la sédimentation des eaux usées durant leur traitement (Warman 1997). Ces boues sont produites à chaque étape du traitement (primaire, secondaire et tertiaire, ainsi que dans les lagunes). Les biosolides correspondent à la portion des boues d'épuration qui a été stabilisée par digestion et qui, du fait qu'elle respecte désormais les exigences réglementaires sanitaires prévues, peut être appliquée sur les terres (MEEO et MAARO 1996; WEF 1998). De consistance semi-liquide, ils renferment au moins 10% de solides en suspension (WEF 1998). Les solides retenus lors du criblage préliminaire des eaux usées ne sont généralement pas utilisés comme biosolides parce qu'ils contiennent de gros grumeaux, des bâtons, des bouts de tissus, des pièces métalliques et des pierres. Ces solides ne satisfont pas aux normes s'appliquant à l'épandage des biosolides sur les terres agricoles et sont par conséquent enfouis ou incinérés (WEF 1998; M. Webber, expert-conseil spécialisé dans le traitement des eaux usées, comm. pers.).

Tableau 3.2. Sources de phosphore dans les eaux usées municipales du Canada en 1996.

Source	Teneur en phosphore	Quantité	Charge de phosphore (tonnes/an)	% du total
Déchets humains	1,8 g/habitant/jour ¹	28 846 761 ² (population)	18 952	53
Détergents à lessive	0% pour 95% des détergents vendus; 2,2% pour les 5% restants ³	150x10 ³ tonnes ⁴	165	<1
Détergents pour lave-vaisselle	6,0% ⁵	42x10 ³ tonnes ⁶	2 520	7
Agents de nettoyage à usages multiples	2,2% ⁷	54x10 ³ tonnes ⁸	1 188	3
Sources commerciales et industrielles			12 763 ⁹	36
Total – sources domestiques	3,38 g/habitant/jour ¹⁰	28 846 761 ² (population)	35 588	100
Charge dans les eaux usées municipales après le traitement et la sortie de l'IMTEU ¹¹			5 563	

¹ Les valeurs varient typiquement de 1,5 à 2,0 g/habitant/jour (Alexander et Stevens 1976; Balmer et Hultman 1988; Holtan et al. 1988; Barr Engineering 1993).

² Statistique Canada (1988a).

³ Les principaux fabricants de détergents à lessive (Proctor & Gamble, Lever Brothers) ont éliminé le phosphore des détergents à lessive vendus en Amérique du Nord. Les autres fabricants n'ont pas modifié leurs formulations, mais leur part du marché ne dépasse pas 5% (K.J. Ott, Albright & Wilson Americas Ltd., Mississauga, Ontario, comm. pers.).

⁴ Données de 1993 (Environnement Canada 1993).

⁵ K.J. Ott, Albright & Wilson Americas Ltd., Mississauga, Ontario, comm. pers.

⁶ En 1993, environ 35x10³ tonnes de détergent pour lave-vaisselle ont été utilisées au Canada. Le nombre de ménages canadiens possédant un lave-vaisselle a augmenté de 29%, passant de 4,4 millions en 1992 à 5,7 millions en 1997 (Statistique Canada 1992, 1997c). Le nombre de lave-vaisselle ayant augmenté en moyenne de 5% par année entre 1992 et 1997, on peut supposer que la quantité de détergent pour lave-vaisselle utilisée a également augmenté de 5% par année. En conséquence, la quantité de détergent pour lave-vaisselle utilisée au Canada en 1996 s'élevait probablement à 42x10³ tonnes.

⁷ Grenon (1994).

⁸ Données de 1993 (Environnement Canada 1993c).

⁹ Charge commerciale et industrielle de phosphore: écart entre la charge domestique totale et les charges associées aux déchets humains, aux détergents et aux agents de nettoyage.

¹⁰ Valeur fondée sur des données sur le rejet d'eaux usées municipales tirées d'une étude réalisée en 1991 en Ontario (MEEQ 1993).

¹¹ Charge municipale totale pour 1996 tirée de la figure 3.5. La charge de phosphore municipale rejetée dans les eaux de surface (5 600 tonnes/an) est inférieure à la charge domestique totale parce que 63 à 93% du phosphore est éliminée par les IMTEU, selon le niveau de traitement offert.

La quantité de boues produite augmente à chaque niveau de traitement. Ainsi, une station de traitement primaire produit environ 80 g de solides de boues/personne·jour, et ces boues renferment un fort pourcentage d'impuretés et d'autres matières inertes (Black et al. 1984). En comparaison, une station de traitement secondaire produit environ 115 g de solides de boues/personne·jour, et une station de traitement tertiaire, environ 145 g de solides de boues/personne·jour (Black et al. 1984). Les boues sont soumises à une digestion aérobie ou anaérobie destinée à tuer les agents pathogènes et à réduire leur teneur en eau.

Comme les biosolides sont des sous-produits du traitement des eaux usées, ils sont riches en matières inorganiques et organiques et en éléments nutritifs d'origine végétale. Les teneurs moyennes en azote et en phosphore s'élèvent à respectivement 4% et 2,5% (Webber et Bates 1997). Les biosolides représentent donc un apport souhaitable pour les terres agricoles parce qu'ils permettent de recycler les éléments nutritifs des plantes et la matière organique dans le sol (Webber et Bates 1997). Toutefois, selon l'importance des apports industriels à l'IMTEU et le niveau traitement effectué, ils peuvent également contenir de fortes concentrations de métaux lourds et d'agents pathogènes (Webber et Bates 1997). La plupart des provinces ont établi des lignes directrices pour la gestion des épandages de biosolides (tableau 3.3; NSE 1992; CBCL Ltd. 1996; NBE 1996; MEEQ et MAARO 1996; AEP 1997; BCEL 1998a; SERM 1998) afin d'ajuster la teneur en éléments nutritifs des biosolides selon les exigences des cultures tout en limitant l'accumulation d'oligoéléments reconnus comme potentiellement toxiques à fortes concentrations, comme le molybdène, le cuivre et le zinc. Au Canada, les épandages de boues digérées sont habituellement effectués aux deux ou cinq ans à des doses variant entre 8 et 25 tonnes de matières sèches/ha, selon la texture du sol, la pente du champ et le pH du sol (tableau 3.3). En général, les doses sont déterminées à la lumière des mesures des teneurs en azote du sol effectuées en laboratoire, et elles peuvent être restreintes davantage par les concentrations de phosphore dans le sol.

Avec la hausse des coûts d'enfouissement, l'épandage devient l'option de gestion des boues la plus économique. Au Canada, la production de boues d'épuration au début des années 1980 a été estimée à 500 000 tonnes/an (poids sec) (OCDE 1995). Aucune donnée plus récente s'appliquant à l'ensemble du pays n'est disponible, mais la production de Toronto en 1999 a été estimée à environ 70 000 tonnes/an (poids sec). Les données pour le début des années 1980 révèlent que 42% des boues produites au Canada ont été appliquées sur des terres cultivées, 18% ont été enfouies et 40% ont été incinérées (OCDE 1995). Si l'on suppose que la production annuelle de boues s'élève à 500 000 tonnes/an (poids sec) et que les teneurs en azote et en phosphore s'élèvent généralement à 4% et à 2,5%, respectivement, en poids sec (Webber et Bates 1997), alors les boues d'épuration au Canada représentent un apport annuel de 20 000 tonnes d'azote et de 12 500 tonnes de phosphore. De ce total, 3 600 tonnes d'azote et 2 300 tonnes de phosphore sont enfouies, 8 400 tonnes d'azote et 5 300 tonnes de phosphore sont appliquées sur des terres cultivées et 8 000 tonnes d'azote et 5 000 tonnes de phosphore sont incinérées.

Rejets par les égouts municipaux

Dans les régions urbaines, les eaux de fonte et les eaux pluviales qui ruissellent sur le toit des maisons et à la surface des terrains de stationnement et des rues aboutissent dans les réseaux d'égouts municipaux. Les réseaux construits avant le début des années 1940 acheminaient directement les eaux usées domestiques vers les cours d'eau, les lacs ou les eaux côtières. Comme ces égouts assuraient également le transport des eaux pluviales, ce type de réseau est qualifié d'unitaire ou de mixte. Lorsque les effets néfastes du rejet d'eaux usées brutes sont devenus apparents, des égouts collecteurs ont été construits afin d'acheminer les eaux usées domestiques dans les égouts unitaires vers des installations de traitement. Toutefois, le coût de construction d'installations de traitement ayant la capacité voulue pour traiter la majeure partie des eaux pluviales a été jugé prohibitif. En conséquence, on a conservé les émissaires d'évacuation des égouts unitaires en leur assignant le rôle de soupapes de décharge, et l'on a installé des ouvrages de dérivation ou de régulation afin de détourner vers ces émissaires les volumes d'eaux usées excédant la capacité nominale des égouts ou des IMTEU. Chaque fois que le volume des eaux pluviales ou des eaux de fonte dépasse la capacité

Tableau 3.3. Lignes directrices provinciales régissant l'épandage de boues d'épuration en fonction de leurs teneurs en éléments nutritifs.

Province	Biosolides de boues	Critère d'application	Notes	Références
N.-É. N.-B. Î.-P.-É.	Boues stabilisées seulement.	5,6 tonnes de matières sèches/ha (=160 kg d'azote/ha/2 ans).	Applications aux deux ans seulement, en considération des limites supérieures de la concentration acceptable de phosphore dans le sol. pH du sol $\geq 6,0$; pH optimal: 6,0 à 6,8. Pente du champ $\leq 8\%$. En N.-É., une approbation préalable est requise.	NSE 1992 CBCL 1996 NBE 1996
Québec		Sans objet	Teneur en métaux lourds des biosolides; concentration de phosphore dans le sol.	MEFQ 1997
Ontario	Boues traitées par digestion aérobie. Boues traitées par digestion anaérobie.	8 tonnes de matière sèche/ha/5 ans. 135 kg d'azote/ha/5 ans.	Teneur en phosphore <60 mg/g PH du sol $\geq 6,0$, ajustable par chaulage.	MEEQ et MAARO 1996
Manitoba		15 tonnes de matières sèches /ha/an.	Quantité d'azote assimilable par les plantes ≤ 100 kg/ha/an. pH $\geq 6,0$; Pente du champ $\leq 5\%$; Teneur en phosphore extractible au bicarbonate de sodium des 15 premiers cm de sol ≤ 60 $\mu\text{g/g}$.	M. Van Den Bosch, Manitoba Conservation, Comm. pers.
Saskatchewan	Boues non digérées.	Sans objet	Interdit sur les sols sablonneux. Pente du champ $<9\%$.	SERM 1998
Alberta	Boues digérées Boues non digérées	25 tonnes de matières sèches/ha/3 ans. 5 tonnes de matières sèches/ha/3 ans.	PH du sol $\geq 6,5$, ajustable par chaulage. Préférentiellement sur des sols à texture moyenne à fine. Pente du champ $<9\%$, avec drainage endoréique.	AEP 1997
Colombie-Britannique		Sans objet	Matière organique : $<15\%$ en poids sec. Azote total Kjeldahl: $<6\%$ en masse. C:N $>15:1$	BCERP 1998a

nominales du réseau d'égouts ou de l'IMTEU, les eaux usées et les eaux pluviales sont rejetées par les émissaires d'évacuation directement dans les eaux réceptrices. Ces rejets sont appelés trop-pleins d'égouts unitaires (TPEU) et sont fréquents dans les parties anciennes de nombreuses villes canadiennes.

Dans la plupart des secteurs urbains développés depuis les années 1950, les eaux usées sont recueillies par un réseau séparé constitué d'égouts sanitaires, qui acheminent les eaux usées domestiques, commerciales, institutionnelles et industrielles, tandis que les eaux pluviales sont transportées par des égouts pluviaux. Les eaux de ruissellement pénètrent dans le réseau d'égouts pluviaux par des bouches en angle ou d'autres connexions et sont soit rejetées directement dans les eaux réceptrices, soit acheminées vers des installations de gestion des eaux pluviales destinées à réduire leur débit et à en accroître la qualité (Marsalek et Kok 1997).

On ignore combien de Canadiens rejettent leurs eaux usées dans des égouts pluviaux et combien sont raccordés à des égouts unitaires. Toutefois, la plupart des ménages vivant dans une région urbaine développée avant le début des années 1940 sont desservis par des égouts unitaires. Dans les grandes villes, les émissaires d'évacuation d'égouts unitaires sont nombreux et contribuent à étendre la superficie sur laquelle s'exercent les effets des TPEU dans le plan d'eau récepteur unique. Par exemple, dans le grand Vancouver, 252 émissaires d'évacuation d'eaux pluviales et 53 émissaires d'égouts unitaires déversent leurs effluents dans le cours inférieur du Fraser et l'estuaire du Fraser (UMA 1994, 1995). Winnipeg et le grand Toronto possèdent 75 et 79 émissaires d'égouts unitaires, respectivement. À Toronto, 74 de ces 79 émissaires sont considérés comme des cibles prioritaires en matière de lutte contre la pollution (Thorp et al. 1997; Winnipeg Web 1999). Comme les égouts unitaires desservent principalement les sections les plus anciennes des villes et que les populations de ces sections sont en déclin, et comme certaines communautés ont entrepris au cours des 25 dernières années de séparer leurs réseaux d'égouts, le nombre de Canadiens actuellement raccordés à un réseau d'égouts unitaires a probablement diminué depuis 1969. Toutes les provinces exigent maintenant que tous les nouveaux réseaux soient de type « séparé », et les municipalités sont encouragées à remplacer leurs réseaux d'égouts unitaires le plus rapidement possible. De nombreuses villes, dont Vancouver, Edmonton, Winnipeg, Hamilton, Toronto, Ottawa, Montréal et Québec, ont entrepris de résoudre les problèmes posés par les TPEU ou envisagent de le faire dans un proche avenir.

Les volumes des eaux pluviales et des TPEU varient dans le temps et l'espace et en fonction des conditions climatiques locales, des caractéristiques du réseau d'égouts et des pratiques de drainage. Des estimations à grande échelle situent à environ 760 L/habitant/jour le volume moyen d'eaux pluviales rejeté annuellement dans le bassin des Grands Lacs (Marsalek et Schroeter 1988). Toutefois, cette moyenne grimperait à 2 000 à 3 000 L/habitant/jour si son calcul tenait compte uniquement des jours de pluie. Le volume moyen d'eaux de ruissellement urbaines et des TPEU rejeté annuellement s'élevait à environ 473 L/habitant/jour dans le district régional de Vancouver (Environnement Canada et BCLP 1992). Ces valeurs dépassent largement le débit moyen des eaux usées municipales, évalué à 300 L/habitant/jour. Exprimés en charge annuelle d'éléments nutritifs, ces rejets varient entre 1,4 et 14 kg/ha de terres urbaines pour l'azote et entre 0,2 et 2,6 kg/ha de terres urbaines pour le phosphore (tableau 3.4). Selon une règle empirique utile établie dans le cadre d'un projet de l'EPA des É.-U. (Nationwide Urban Run-off Program) visant à évaluer les charges dans les eaux pluviales de 22 régions (USEPA 1983), la charge de phosphore dans les eaux pluviales, pour une population urbaine donnée, équivaut environ au dixième de la charge de phosphore d'une station de traitement secondaire bien entretenue.

Tableau 3.4. Charges d'azote (AT, NO₃⁻, NH₄⁺) et de phosphore total (PT) dans les eaux pluviales et les trop-pleins d'égouts unitaires dans diverses régions urbaines du Canada, exprimées en fonction de la superficie urbaine (kg/ha) et de la charge totale (t/an).

Ville	Azote		Phosphore total		Références
	kg/ha	t/an	kg/ha	T/an	
Eaux pluviales					
North York, Ont.	13 AT		2,6		Singer 1977
Burlington, Ont.					
Malvern (résidentiel)	11,2 AT		1,3		Marsalek 1984
Aldershot (commercial)	14,3 AT		1,6		Marsalek 1984
Windsor, Ont.	4,6 AT		0,7		Singer 1977
Calgary, Alb.	10,3 NO ₃ ; 0,16 NH ₄ ⁺	18 NO ₃ ; 0,28 NH ₄ ⁺	0,22	0,4	Dixon 1994
Bassin du Fraser					
Haut Fraser	1,3 AT; 0,5 NO ₃ ; 0,1 NH ₄ ⁺	78 AT; 31 NO ₃ ; 7 NH ₄ ⁺	0,26	16	Stanley Associates Engineering Ltd. 1992
Moyen Fraser	3,9 AT; 1,6 NO ₃ ; 0,3 NH ₄ ⁺	13 AT; 5 NO ₃ ; 1 NH ₄ ⁺	0,78	3	
Thompson	2,0 AT; 2,0 NO ₃ ; 0,2 NH ₄ ⁺	24 AT; 9 NO ₃ ; 2 NH ₄ ⁺	0,39	5	
Bas Fraser	13 AT; 5,0 NO ₃ ; 1,1 NH ₄ ⁺	764 AT; 306 NO ₃ ; 66 NH ₄ ⁺	2,5	153	
Grand Vancouver				21	Environnement Canada et BCELP 1992
Trop-pleins d'égouts unitaires					
Grand Vancouver		213 TN; 88 NH ₄ ⁺		42	Environnement Canada et BCELP 1992

Les TPEU ou rejets d'eaux pluviales ne font pas l'objet d'une surveillance régulière au Canada. En conséquence, les estimations de leur volume et les évaluations de leurs effets dans les eaux réceptrices sont peu nombreuses. En général, le volume des eaux pluviales se compare au quelque 4 300 millions de mètres cubes rejetés annuellement par les IMTEU, à la différence près qu'il est concentré uniquement lors des périodes de temps pluvieux (J. Marsalek, ME, comm. pers.). Les teneurs en éléments nutritifs des eaux pluviales sont également inférieures à celles des eaux usées et des TPEU bruts ou traités. Les charges d'éléments nutritifs dans les eaux pluviales correspondent au produit du volume des eaux pluviales (estimé à 4 300 millions de m³) par les concentrations de phosphore total (0,33 mg/l/L) ou d'azote total (2,18 mg/L) de ces mêmes eaux (voir le tableau 3.5), soit à 1 400 tonnes/an dans le cas du phosphore et à 9 400 tonnes/an dans celui de l'azote. En comparaison des eaux pluviales, les TPEU forment environ 5% des rejets annuels effectués par les IMTEU, et leurs teneurs en éléments nutritifs sont généralement inférieures à celles des eaux usées brutes, mais supérieures à celles des eaux pluviales ou des eaux usées traitées (tableau 3.5). Pour estimer la charge d'éléments nutritifs dans les TPEU, nous avons multiplié un volume équivalant à 5% du volume total rejeté annuellement par les IMTEU (4 300 millions de m³) par 4 mg de phosphore total/L ou 11 mg d'azote total/L pour obtenir 900 tonnes de phosphore total et 2 400 tonnes d'azote total (voir le tableau 3.5). En comparaison des eaux usées dont 65 à 100% du phosphore total est biodisponible et dont

Tableau 3.5. Concentrations de phosphore total et d'azote total dans les eaux usées municipales.

Type d'eaux usées	Phosphore total (mg/L)	Azote total (mg/L)
Eaux pluviales	0,33	2,18
Trop-pleins d'égouts unitaires	4	11

Sources des données: Trop-plein d'égouts unitaires: USEPA 1974
Eaux pluviales: USEPA 1983

environ 60% de l'azote total se présente sous la forme d'ammoniac libre (Sonzogni et al. 1982; Tchobanoglous et Burton 1991; Berge et Källqvist 1998), le phosphore dans les eaux pluviales se présente essentiellement sous une forme particulaire (environ 95%) et l'azote, principalement sous la forme de matière organique et de nitrate+nitrite (Waller et Hart 1986; J. Marsalek, ME, comm. pers.).

Fosses septiques

Une fosse septique est un petit système conçu pour le traitement des eaux usées d'un ou de plusieurs ménages. Ce système consiste en un réservoir habituellement relié à une série de canalisations enfouies dans des tranchées. Les eaux usées des ménages s'écoulent dans le réservoir. Les solides plus lourds, qui forment les boues, se déposent au fond du réservoir, tandis que les solides plus légers, comme les cheveux et les graisses, remontent à la surface pour former une couche flottante appelée chapeau. Ces deux couches sont dégradées par les micro-organismes vivant à l'intérieur du réservoir. Une fois décantées, les eaux usées sont acheminées dans un champ d'épandage par une canalisation. Le champ d'épandage (ou d'épuration) consiste en une série de conduites de distribution installées dans des tranchées remblayées de gravier. Les conduites sont percées de manière à permettre l'écoulement des eaux usées provenant du réservoir dans les tranchées de gravier et leur percolation à travers le gravier jusqu'au sol sous-jacent.

Environ 25% des Canadiens rejettent leurs eaux usées dans une fosse septique. À l'origine, ces systèmes étaient conçus pour des habitations isolées, comme des maisons de ferme et des habitations isolées en milieu rural. Aujourd'hui, dans de nombreuses régions du pays, la présence de fosses septiques trop nombreuses, mal entretenues ou installées dans des endroits inadéquats (c.-à-d. trop près des rives d'un plan d'eau ou dans un sol ou terrain rocheux inadéquat) causent la contamination des eaux souterraines et, en bout de ligne, des eaux de surface. Les eaux usées provenant de fosses septiques mal entretenues peuvent également être entraînées par ruissellement vers les cours d'eau et les lacs. En moyenne, 61% des fosses septiques examinées dans le cadre de diverses études des systèmes desservant les chalets en Ontario présentaient des vices de conception ou de construction ou étaient mal entretenues (Dillon et al. 1986).

La quantité d'éléments nutritifs retenus dans le champ d'épandage d'une fosse septique dépend de l'âge du champ et des caractéristiques du sol, en particulier la capacité d'absorption, le drainage naturel et la perméabilité. Le nitrate n'est pas retenu en grandes quantités dans la plupart des sols (Bohn et al. 1985) et est facilement lessivé par l'eau du sol et l'eau souterraine. La migration du phosphate dans la zone saturée semble régie principalement par les processus de sorption, qui exercent sur ce plan un effet inhibiteur important (Robertson 1995; Harman et al. 1996). Toutefois, à mesure que la capacité d'adsorption s'approche du point de saturation, la migration du phosphate dans la zone d'eau souterraine se confirme. Des déplacements faibles mais perceptibles ont été notés dans plusieurs sites (Robertson 1995).

En général, les fosses septiques retiennent 20 à 55% de l'azote et 25 à 40% du phosphore qui y pénètrent (Ryding et Rast 1989). Une fraction additionnelle du phosphore est retenue dans la zone de sol non saturé, sous le champ d'épandage. Lorsque les champs d'épandage sont bien conçus, la majeure partie du phosphore qui entre dans la fosse septique est retenue soit dans le réservoir, soit dans la zone de sol non saturé (voir l'analyse par Dillon et al. [1986] des différentes études sur la question; Robertson et al. 1998). Si l'on pose que 7 975 664 Canadiens vivaient dans des communautés de moins de 1 000 habitants en 1996, que le volume quotidien d'effluent par habitant s'élève à 160 L/habitant/jour (Siegrist et al. 1976), que la concentration influente de phosphore s'établit à 15 mg/L (Laak 1974, Whelan et Titmanis 1982, Bicki et al. 1984) et que 72% du phosphore qui entre dans la fosse septique est retenu dans le réservoir et le champ d'épandage (moyenne établie à partir des lectures effectuées dans 10 sites par Robertson et al. 1998), le volume de phosphore rejeté annuellement par les fosses septiques s'élève à 1 900 tonnes. De la même façon, pour la même population, une concentration influente de 55 mg/L (Epp 1984) et un coefficient de rétention de 40% (Ryding et Rast 1989), le volume d'azote rejeté annuellement par les fosses septiques s'élève à 15 400 tonnes.

Déchets solides résidentiels

Les déchets solides désignent tous les résidus ménagers et industriels qui doivent être incinérés ou enfouis. À l'échelle du Canada, la quantité de déchets solides résidentiels recueillis en 1992 par les municipalités a été estimée à 10,5 millions de tonnes (Environnement Canada 1996c), soit une moyenne de 0,38 tonne par habitant par année. Une étude réalisée en Ontario en 1989 a révélé que les déchets solides résidentiels étaient composés à proportions égales (33,33%) de papier (dont la moitié était du papier journal), de matières organiques (déchets alimentaires et résidus de jardinage) et d'un mélange de verre, de métal (contenants alimentaires et fournitures), de matières plastique et textiles et d'autres matériaux (MEO 1991). La majeure partie des déchets solides résidentiels est enfouie, et la fraction restante, incinérée, recyclée ou compostée. Par exemple, en 1994, 75% des déchets solides résidentiels recueillis en Colombie-Britannique ont été enfouis ou incinérés, et le reste, recyclés (BCELP 1998b). Le pourcentage de déchets résidentiels recyclés augmente cependant. Ainsi, en Ontario, le nombre de ménages recyclant leurs déchets est passé de seulement 0,5 million en 1987 à 3,1 millions en 1997 (3Rs Information Partnership 1999).

La contribution de l'incinération des déchets solides (résidentiels et industriels) à la libération de phosphore atmosphérique au Canada a été évaluée à 123 tonnes en 1978 (Environnement Canada 1983). D'après des données de 1995, l'incinération des déchets municipaux (déchets solides et boues d'épuration) a également provoqué la libération d'environ 293 tonnes d'azote sous forme de NO_x (Environnement Canada 1999a). Il n'existe aucune estimation nationale des pertes d'éléments nutritifs à partir des sites d'enfouissement. Toutefois, des données récentes indiquent qu'en 1995, 145 tonnes d'ammoniac ont migré des sites d'enfouissement aménagés dans le bassin du Fraser (Colombie-Britannique) vers les eaux de surface (Gartner Lee Ltd. 1997).

Selon le Conseil canadien du compostage, environ 20% des quelque 7 millions de tonnes de déchets organiques produits annuellement sont compostés (CCC 1998). Le compost est défini comme le produit solide mature issu du compostage, processus contrôlé d'oxydation biologique de matières organiques solides hétérogènes comportant une étape thermophile (CCC 1998). En 1997, la liste des matières compostées englobait des feuilles et des résidus de jardinage, du bois, des déchets animaux,

du fumier, des déchets industriels, commerciaux et institutionnels (incluant des déchets de supermarchés et de restaurants), des articles en papier (boues, carton pour boîtes, papier non recyclable), des déchets alimentaires résidentiels et des déchets de poisson et d'autres matières marines (Antler 1997). Le compostage s'effectue à l'aide d'installations centralisées ou de composteurs domestiques. À l'heure actuelle, environ 1,2 million de composteurs domestiques ont été distribués à des ménages canadiens (CCC 1998). L'ajout de compost dans les sols est bénéfique parce que le compost est riche en matière organique et en éléments nutritifs et accroît la rétention de l'eau et réduit le compactage du sol. Les agriculteurs, les horticulteurs, les paysagistes et les amateurs de jardinage peuvent se procurer du compost de grande qualité produit par des installations centralisées. Le compost de qualité moyenne est utilisé pour lutter contre l'érosion et pour l'aménagement des bords de route. Le compost de qualité inférieure est employé comme couche de recouvrement final de décharge ou dans le cadre de projets de mise en valeur (CCC 1998). Depuis 1991, le compostage constitue un élément important de l'infrastructure de gestion des déchets au Canada. La production totale de compost fini en 1996 s'élevait à environ 600 000 tonnes (Antler 1997). Normalement, le compost de légumes contient 2 à 7,9 kg d'azote/t (moyenne = 5,0 kg/t) et 6,2 à 11,9 kg de phosphore/t (moyenne = 9,1 kg/t; Gagnon et al. 1999). Si l'on suppose que toute la production de compost fini est appliquée sur les terres, les quantités totales d'azote et de phosphore répandues annuellement sur le sol s'élèvent à 3 000 tonnes et 5 500 tonnes, respectivement.

3.2 Rejets industriels

Les déchets produits par les industries peuvent être rejetés directement dans l'atmosphère, les sols, les eaux de surface et les eaux souterraines ou, dans le cas des déchets solides ou liquides, transportés pour être appliqués sur les sols, enfouis dans des sites prévus à cet effet ou traités dans des stations municipales d'épuration des eaux usées. La plupart des industries légères rejettent leurs eaux usées dans des réseaux d'égouts municipaux, leurs déchets solides dans des sites d'enfouissement et leurs déchets gazeux dans l'atmosphère. Les gouvernements fédéral et provinciaux ne réglementent généralement pas la quantité et la qualité des déchets industriels rejetés dans des établissements autorisés (p. ex. installation municipale de traitement des eaux usées). Certaines municipalités ont des règlements administratifs régissant le volume des déchets industriels rejetés dans les réseaux d'égouts. Les IMTEU sont conçues pour réduire la contamination bactérienne et la demande biologique en oxygène, éliminer la majeure partie du phosphore (dans le cas des installations disposant des procédés et équipements d'élimination accrue du phosphore) et, dans certains cas, convertir l'ammoniac en nitrate. Pour de nombreux déchets industriels, la volatilisation ou la dilution représentent les deux seules avenues possibles.

Les grandes industries (p. ex. fabriques de pâtes, exploitations minières, grandes usines manufacturières, etc.) qui rejettent indépendamment leurs eaux usées dans l'air, l'eau ou la terre doivent obtenir au préalable des permis d'exploitation du gouvernement provincial compétent ou, dans le cas des industries menant à bien leurs activités dans les territoires, du gouvernement fédéral (à moins que cette responsabilité ait été dévolue aux territoires). Ce permis peut préciser la quantité et/ou la qualité des déchets destinés à être rejetés dans l'air ou l'eau.

Rejets d'eaux usées

Des estimations des charges d'azote et de phosphore dans les eaux usées rejetées par les industries détenant un permis d'exploitation ont été obtenues des gouvernements provinciaux et territoriaux. Ces

Tableau 3.6. Nombres d'industries manufacturières au Canada, d'industries détenant un permis de rejet, d'industries autorisées signalant leurs rejets d'eaux usées et d'industries autorisées déclarant les teneurs en phosphore total, en nitrate (NO₃-N) ou en ammonium (NH₄⁺-N) de leurs rejets d'eaux usées.

Région	N ^{bre} d'industries manufacturières ¹	N ^{bre} d'industries détenant un permis de rejet ²	N ^{bre} d'industries autorisées déclarant les teneurs en éléments nutritifs de leurs rejets d'eaux usées ³	N ^{bre} d'industries autorisées effectuant des rejets d'eaux usées et déclarant les concentrations de ³ :		
				PT	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
Atlantique	1 919	283 ^a	6	1	0	3
Québec	10 603	370	101	42	38	34
Ontario	14 471	274	160	100	28	59
Prairies	4 827	175 ^b	49	36	19	31
C.-B.	4 378	805	16	9	3	14
Territoires	41	223	4	3	3	2
Canada	36 236	2 130	336	191	91	142

¹ Statistique Canada 1997d.

² Les industries qui détiennent un permis de rejet ne rejettent pas nécessairement leurs effluents directement dans l'environnement.

³ Données non fournies par le Nouveau-Brunswick, l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse. Les données du Québec s'appliquent uniquement aux industries qui rejettent leurs eaux usées dans le bassin du Saint-Laurent.

^a Le Nouveau-Brunswick a précisé le nombre d'autorisations de rejet dans l'eau. Une usine peut avoir plus d'une autorisation.

^b L'Alberta a indiqué le nombre de grandes industries tenues de déclarer chaque mois la qualité de leurs rejets. En Alberta, le nombre d'industries autorisées à effectuer des rejets à d'autres fréquences ou dans des réseaux municipaux est encore plus grand.

données couvrent la période 1988 à 1999. Le Nouveau-Brunswick, l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse n'ont pas fourni de données; les données du Québec s'appliquent uniquement aux industries qui rejettent leurs eaux usées dans le bassin du Saint-Laurent. Les données obtenues indiquent que 336 industries (16% des industries détenant un permis d'exploitation) ont déclaré les teneurs en éléments nutritifs de leurs rejets d'eaux usées (tableau 3.6). Toutes les industries ne sont pas tenues de mesurer les charges d'azote et de phosphore même si elles rejettent leurs eaux usées. En conséquence, les estimations des charges industrielles d'azote et de phosphore sont en réalité inférieures aux quantités qui sont véritablement rejetées. Parmi les 336 industries canadiennes qui ont indiqué les charges d'éléments nutritifs de leurs effluents, 191 ont mesuré la concentration de phosphore total, 91, la concentration de NO₃⁻, et 142, la concentration de NH₄⁺. Seulement une fraction des entreprises ont indiqué la concentration d'azote total ou précisé les formes d'azote permettant le calcul des quantités d'azote total.

Les apports industriels d'azote et de phosphore dans les eaux de surface sont présentés à la figure 3.6. Ces valeurs correspondent seulement aux quantités mesurées ou déclarées et sont vraisemblablement inférieures aux charges réelles. Il est impossible de comparer les charges d'azote et de phosphore entre les régions et les secteurs parce que certaines provinces ont omis de fournir des données et que chaque gouvernement provincial ou territorial a des exigences particulières pour ce qui est des paramètres devant faire l'objet d'une surveillance par chacun des secteurs industriels. Cela étant dit, les données disponibles indiquent que les industries détenant un permis rejettent annuellement dans les eaux de surface au moins 2 048 tonnes de phosphore total, 7 588 tonnes de nitrate (NO₃-N) et 4 231 tonnes d'ammonium (NH₄⁺-N) (figure 3.6).

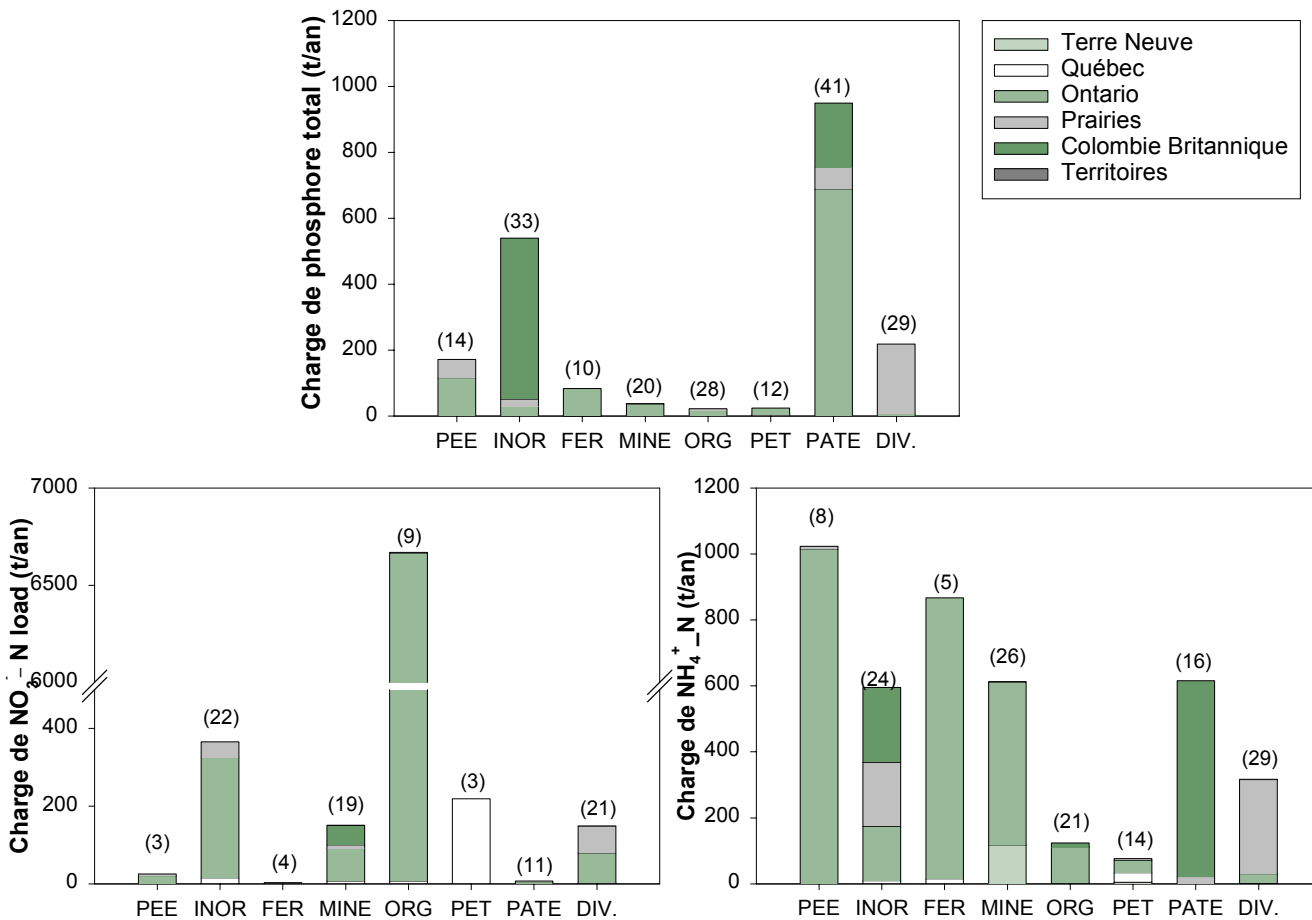


Figure 3.6. Charges d'éléments nutritifs (phosphore total, nitrate et ammonium) dans les eaux usées industrielles, par région et secteur, d'après les données communiquées par les organismes mentionnés ci-dessous. Les valeurs indiquées au-dessus de chaque barre indiquent le nombre d'industries par secteur ayant présenté des déclarations. Les secteurs industriels sont désignés par les abréviations suivantes: PEE: production d'énergie électrique; INOR: produits chimiques inorganiques; FER: fer et acier; MINE: exploitation minière et raffinage des métaux; ORG: produits chimiques organiques; PET: raffinage du pétrole; PATE: pâtes et papiers; DIV.: divers (inclut les fonderies de métaux, les entreprises de transformation des aliments, l'exploitation des minéraux industriels et la fabrication de produits en métal et en plastique et traitement des métaux. Périodes considérées et sources des données utilisées aux fins du calcul des charges: Terre-Neuve: données fournies volontairement par les industries en 1997 et communiquées par le bureau provincial de Terre-Neuve d'Environnement Canada; Québec: période 1990-1997, données recueillies dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent 2000 (1998) auprès de 106 industries rejetant leurs eaux usées dans le Saint-Laurent; Ontario: données de 1995 de la SMID, fournies par le ministère de l'Environnement de l'Ontario; Manitoba: année 1999, données fournies par Environnement Manitoba; Saskatchewan: période 1988-1991, données fournies par le ministère de l'Environnement et de la Gestion des ressources; Alberta: année 1997, données communiquées par le ministère de l'Environnement de l'Alberta; Colombie-Britannique: période 1994-1998, données fournies par le ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la Colombie-Britannique; Territoires du Nord-Ouest et Nunavut: année 1997, données pour les Territoires du Nord-Ouest fournies par Environnement Canada; Yukon: année 1998, données fournies par le ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien et Environnement Canada; le Nouveau-Brunswick, l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse ont omis de fournir des données.

Tableau 3.7. Comparaison des charges d'ammoniac total dans les eaux usées industrielles communiquées à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) pour 1996 (Environnement Canada 1996b) et des charges d'ammonium (NH_4^+) déclarées aux ministères provinciaux-territoriaux (sources des données provinciales-territoriales : voir la figure 3.6.)

Secteur industriel	Données de l'INRP (tonnes de $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3/\text{an}$)	Données provinciales- territoriales ¹ (tonnes de $\text{NH}_4^+ / \text{an}$)
Fonderies de métaux		1
Production d'énergie électrique	71	1 024
Transformation des aliments	528	75
Fabrication de produits chimiques inorganiques	315	595
Fer et acier	868	867
Fabrication de produits en métal et en plastique et traitements des métaux	22	3
Exploitation minière et raffinage des métaux	737	613
Divers	2	238
Fabrication de produits chimiques organiques	143	123
Raffinage du pétrole	72	75
Pâtes et papiers	1 220	616
Total	3978	4 231

¹ Sources des données: voir la figure 3.6.

Les données présentées au tableau 3.7 illustrent bien les différences relevées dans les registres des industries. Bien que les valeurs totales pour la charge d'ammoniac soient semblables dans l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) et les registres provinciaux-territoriaux, elles diffèrent considérablement entre certains secteurs industriels. L'INRP oblige toutes les industries canadiennes employant une main-d'œuvre d'au moins 10 employés et fabricant ou utilisant plus de 10 tonnes d'ammoniac (ou n'importe quelle autre substance figurant sur une liste de 175 substances en 1996 ou 276 substances en 2000) de déclarer leurs rejets. Sont exemptés de cette obligation les établissements œuvrant dans les domaines de la recherche, des essais et de l'éducation ou produisant, récoltant ou extrayant des ressources naturelles. Les charges d'ammoniac peuvent être communiquées à l'INRP sous forme de quantités d'ammonium (NH_4^+), d'ammoniac (NH_3) ou d'ammonium ou d'ammoniac exprimé sous forme d'azote. Les charges d'ammoniac total figurant dans l'INRP ne sont pas nécessairement fondées sur des concentrations mesurées, et elles peuvent être établies à partir de devis techniques, de bilans massiques ou de coefficients d'émission. En comparaison, les données provinciales-territoriales sont fondées sur des concentrations mesurées et reflètent en conséquence les charges d'ammonium ou d'ammoniac exprimées sous forme d'azote. Toutefois, seulement une fraction des industries sont tenues de déclarer leurs charges d'ammoniac ou d'ammonium au gouvernement provincial ou territorial.

En outre, l'INRP indique que 6 421 tonnes d'azote sous forme d'ammoniac ont été injectées sous terre en 1996 (Environnement Canada 1996b). Ce procédé, qui consiste à injecter des déchets dans des formations géologiques connues, généralement à de grandes profondeurs, a été largement utilisé en Alberta et, dans une moindre mesure, en Saskatchewan. Il a été utilisé principalement en association avec les secteurs de la fabrication d'engrais, du raffinage du pétrole et de la fabrication de produits organiques en Alberta, et avec l'industrie minière en Saskatchewan.

Tableau 3.8. Émissions atmosphériques de composés azotés de diverses sources industrielles. Sources des données: N₂O, Environnement Canada 1997a; NO_x, Environnement Canada 1999a; ammoniac en 1995, Vézina 1997.

Secteur industriel	N ₂ O (1995) (10 ³ t N)	NO _x (1995) (10 ³ t N)	NH ₃ (1995) (10 ³ t N)
Combustion			
Production d'énergie et de vapeur	2	77	0,4
Industriel	1	9	
Procédés industriels			
Fabrication de produits chimiques	24	7	8,8
Exploitation minière et raffinage des métaux		8	
Fabrication de produits en métal et en plastique et traitements des métaux		0,1	
Pâtes et papiers		17	
Fer et acier		8	
Industrie pétrolière et pétrochimique		113	8,5
Divers		36	9,6
Total pour l'industrie canadienne	27	275	26,9
Total des sources anthropiques au Canada	98 ¹	750 ²	623 ³

¹ Inclut 38x10³ tonnes résultant des activités agricoles en 1996 (Desjardins et Keng 1999), 31x10³ tonnes issues de la combustion des carburants de transport et 2x10³ tonnes provenant d'autres sources.

² Inclut 393x10³ tonnes issues de la combustion des carburants de transport, 64x10³ tonnes produites par les incendies de forêt et 18x10³ tonnes provenant d'autres sources.

³ Le total des sources anthropiques en 1995 inclut 570x10³ tonnes résultant des activités agricoles, 2,4x10³ tonnes issues de la combustion de carburants non industriels, 4,2x10³ tonnes issues de la combustion des carburants de transport et 18,9 x10³ tonnes provenant d'autres sources.

Émissions atmosphériques

Les industries rejettent de l'azote dans l'atmosphère sous forme d'oxyde nitreux (N₂O), d'autres oxydes d'azote (NO_x) et d'ammoniac (NH₃).

Les oxydes nitreux (N₂O) sont issus dans une large mesure de la combustion du charbon, de produits pétroliers et du gaz naturel. Par rapport au total des émissions enregistrées au Canada en 1995 (98 000 tonnes de N₂O-N), les émissions industrielles produites par combustion s'élevaient à seulement 3 000 tonnes d'azote (tableau 3.8). La fabrication d'acide nitrique, produit intermédiaire qui se forme durant la fabrication d'engrais azotés, a produit 2 tonnes d'émissions d'azote. La production d'acide adipique, produit chimique qui entre dans la fabrication du nylon et de la mousse de polyuréthane, a également causé l'émission de 22 tonnes d'azote. Toutefois, le seul producteur d'acide adipique au Canada a introduit une nouvelle technologie afin de réduire ses émissions de N₂O (Environnement Canada 1997a).

Le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote (c.-à-d. NO_x) sont également produits durant la combustion. En 1995, les émissions canadiennes de NO_x provenant de sources anthropiques s'élevaient à 750 000 tonnes, et 52% de ce total était associé au secteur des transports (automobiles, camions, aéronefs et navires) (Environnement Canada 1999a). Avec ses quelque 113 000 tonnes d'azote, l'industrie pétrolière et pétrochimique se classait au second rang parmi les sources anthropiques d'émissions de NO_x (tableau 3.8).

Tableau 3.9. Émissions atmosphériques de phosphore total de diverses sources industrielles - 1978. Source des données: Environnement Canada 1983.

Secteur industriel	Phosphore (tonnes)
Transformation du phosphate de calcium minéral	58
Production d'acide phosphorique	688
Production d'engrais phosphatés	488
Production de phosphore élémentaire	682
Autres industries chimiques	19
Production primaire d'aluminium	30
Sources diverses	15
Total des sources industrielles canadiennes	1 980
Total au Canada ¹	3 402

¹ Inclut 783 tonnes associées à l'épandage d'engrais, 255 tonnes associées aux incendies de forêt, 199 tonnes associées à la combustion de carburants par des sources stationnaires, 123 tonnes associées à l'incinération des déchets solides, 47 tonnes associées au brûlage des rémanents et 15 tonnes associées aux sources de transport.

L'ammoniac est libéré dans l'atmosphère par les industries de produits chimiques. Selon Environnement Canada (1999b), après Vézina (1997a), les industries canadiennes ont rejeté 27 000 tonnes d'ammoniac sous forme d'azote dans l'atmosphère en 1995. Le secteur de la fabrication des produits chimiques est à lui seul responsable de 33% de cette production (tableau 3.8).

Selon les auteurs d'une étude des émissions atmosphériques de phosphore au Canada réalisée en 1978, les procédés industriels ont entraîné la libération de 1 980 tonnes de phosphore. La majeure partie de ces émissions résultait de la fabrication d'engrais (Environnement Canada 1983; tableau 3.9). La production d'engrais, qui nécessite le broyage du phosphate de calcium minéral et la production d'acide phosphorique, était responsable de 500 tonnes d'émissions atmosphériques de phosphore en 1978.

Élimination des déchets solides

Les industries canadiennes ont produit environ 10 millions de tonnes de déchets solides en 1995 (Statistique Canada 1998b). Une étude réalisée en 1989 a montré que les déchets solides produits par les industries de l'Ontario étaient composés de produits de papier (23%), de bois (21%), d'autres matières organiques (11%), de matières métalliques (11%), de verre (5%), de plastique (3%), de pneus (2%) et d'autres matières diverses (24%) (MEO 1991). Les principaux producteurs de déchets solides industriels en Ontario en 1989 étaient l'industrie de la construction (30% du tonnage total) et le secteur des communications et services (22% du tonnage total). Un fort pourcentage des déchets solides générés par l'industrie est recyclable (p. ex. produits de papier, bois, matières plastique, produits métalliques, pneus). Depuis l'étude réalisée en Ontario en 1989, des efforts considérables ont été consacrés à l'intégration des activités de réduction, de réutilisation et de recyclage (3R) dans les plans de gestion des déchets solides industriels.

Sur les quelque 10 millions de tonnes de déchets solides industriels produits au Canada en 1995, 78% ont été enfouis, 20% ont été recyclés et le reste, incinérés (Statistique Canada 1998b). La contribution de l'incinération des déchets solides (résidentiels et industriels) aux émissions atmosphériques de phosphore a été estimée à 123 tonnes en 1978 pour l'ensemble du Canada (Environnement Canada

1983). L'incinération des déchets industriels et commerciaux a également produit 226 tonnes de NO_x en 1995 (Environnement Canada 1999a). Il n'existe pas d'estimations nationales des pertes d'éléments nutritifs à partir des sites d'enfouissement. Les auteurs d'une étude réalisée récemment en Colombie-Britannique ont estimé à 6 tonnes par année la charge d'ammoniac provenant des sites d'enfouissement des fabriques de pâtes et papiers dans le bassin du Fraser (Gartner Lee Ltd. 1997).

3.3 Charge liée aux activités agricoles

Les éléments nutritifs végétaux (engrais ou fumier) sont des amendements essentiels pour les terres cultivées parce qu'ils contribuent au maintien de la qualité des sols et favorisent un rendement optimal des cultures. Toutefois, l'épandage d'engrais ou de fumier à des doses dépassant les exigences des plantes peut provoquer l'accumulation d'éléments nutritifs dans le sol et, si la capacité de rétention des sols est dépassée, la perte éventuelle de ces éléments dans l'environnement. Cette perte peut se faire dans les eaux de surface ou les eaux souterraines ou dans l'atmosphère. Inversement, la sous-utilisation d'engrais peut entraîner une réduction de la fertilité des sols (phénomène découlant d'une exploitation abusive des sols) et, en bout de ligne, une diminution des récoltes. L'utilisation rationnelle d'engrais favorise l'implantation d'une agriculture durable, car elle accroît la rentabilité de l'exploitation agricole en privilégiant une utilisation efficiente des amendements dispendieux et une réduction des incidences environnementales engendrées par l'épandage de quantités excessives d'éléments nutritifs.

L'agriculture est pratiquée sur de vastes superficies dans sept des quinze écozones du Canada (voir la répartition des écozones à la figure 1.1). L'écozone Maritime du Pacifique est sous l'influence des conditions climatiques parmi les plus clémentes et les plus humides au pays. Les terres agricoles sont concentrées dans la vallée du Fraser et la portion côtière orientale du sud de l'île de Vancouver. L'agriculture y est dominée par l'élevage de vaches laitières, de porcs et de volaille ainsi que par divers secteurs d'activités spécialisées telles que la production de produits de pépinière, la floriculture et la culture de légumes de serre et de petits fruits. Dans l'écozone de la Cordillère montagnarde, le climat doux des vallées semi-arides du sud est particulièrement propice à la culture des arbres fruitiers et à la viticulture, tandis que les conditions régnant dans les vallées situées plus au nord et les plateaux à haute altitude conviennent davantage à l'élevage des bovins de boucherie. Dans les Plaines boréales, une bande située immédiatement au nord de l'écozone des Prairies fait l'objet d'une agriculture productive dominée par la culture des céréales, des oléagineuses et des plantes fourragères. Environ les deux tiers de toutes les terres agricoles du pays se trouvent dans l'écozone des Prairies. La culture des céréales et des oléagineux constitue le principal secteur d'activité agricole, suivie de l'élevage des bovins de boucherie. L'écozone des Plaines à forêts mixtes est caractérisée par un climat chaud et humide qui favorise une production diversifiée qui englobe la plupart des produits laitiers, des légumes et des cultures spécialisées produits au Canada. Des enclaves d'activités agricoles mixtes s'étendent au nord des Plaines à forêts mixtes jusqu'au Bouclier boréal. Dans l'écozone Maritime de l'Atlantique, les légumes d'été frais, les plantes fourragères et la production laitière dominent les activités agricoles. L'agriculture est l'utilisation principale des terres dans l'Île-du-Prince-Édouard, tandis qu'elle est concentrée dans les vallées riveraines ailleurs dans l'écozone Maritime de l'Atlantique.

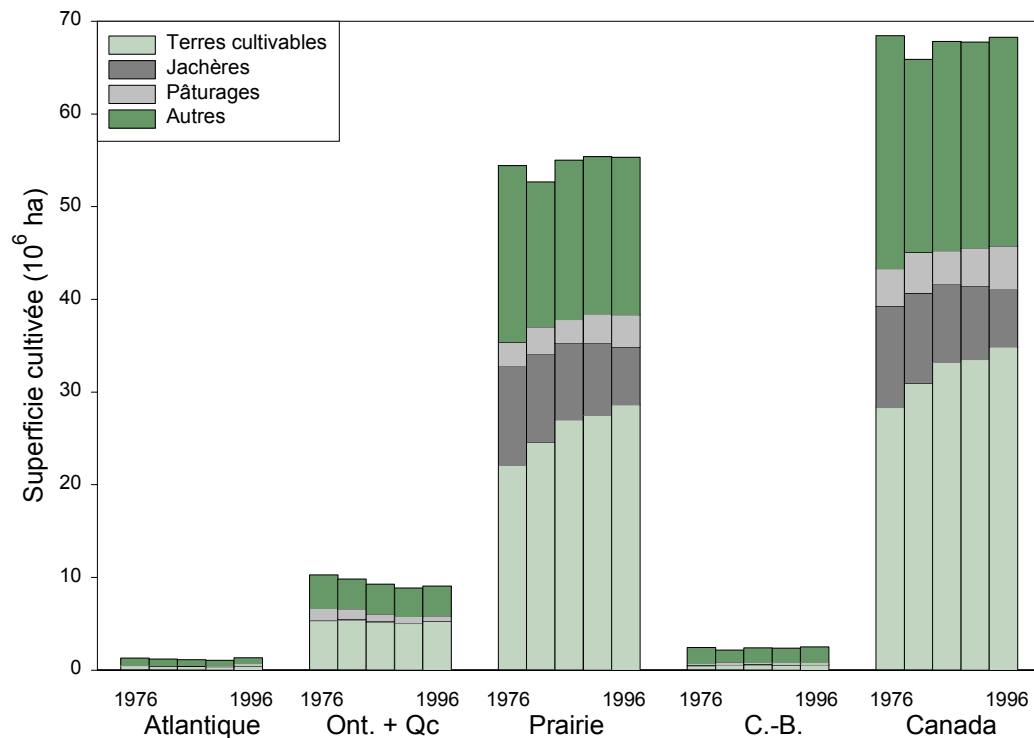


Figure 3.7. Utilisation des terres agricoles au Canada au cours des années de recensement 1976-1996. La catégorie « Autres » inclut la superficie occupée par des bâtiments agricoles, des clairières, des boisés, des milieux humides et des haies brise-vent. Source des données: Statistique Canada (1997b).

Environ 7% de la superficie terrestre totale du Canada, soit 68 millions d'hectares, est couverte par des terres agricoles. De ce nombre, 46 millions d'hectares sont des terres cultivables, des pâturages ou des jachères (figure 3.7; Statistique Canada 1997b). La superficie totale des terres agricoles au Canada est demeurée relativement constante au cours des 50 dernières années. Toutefois, des changements ont été observés à l'échelle régionale au cours des dernières décennies. Ainsi, la superficie des terres cultivables a augmenté considérablement dans les Prairies et plus modérément en Colombie-Britannique, tandis qu'elle a diminué en Ontario, au Québec et dans les provinces atlantiques (figure 3.7). En outre, le nombre d'exploitations agricoles a diminué, passant de 280 043 en 1991 à 276 548 en 1996, mais leur taille a augmenté (Statistique Canada 1997a).

Production et utilisation d'engrais

Les engrais commerciaux sont une importante source d'éléments nutritifs pour les cultures. L'introduction de variétés améliorées au cours des 40 dernières années a permis d'accroître la productivité des cultures de manière substantielle, au point où les rendements de nombreuses cultures ont doublé. Ces nouvelles variétés hybrides extraient de plus grandes quantités d'éléments nutritifs du sol que leurs prédécesseurs moins productifs. Par exemple, entre 1883 et 1953, les agriculteurs de l'Ouest canadien ont appliqué annuellement en moyenne 200 000 tonnes d'azote et 36 000 tonnes de phosphore dans leurs cultures de céréales (Flaten et Hedlin 1988). En comparaison, ces quantités avaient quadruplé en 1986 pour s'établir à plus de 1,1 million de tonnes d'azote et 170 000 de tonnes de phosphore. Durant la même période (1953-1986), la superficie des terres cultivables a augmenté de 1.5 fois dans les Prairies, passant de 18 à 28 millions d'hectares. Comme les apports naturels

d'éléments nutritifs ne permettaient plus d'atteindre les rendements potentiels élevés, les agriculteurs se sont tournés vers les sources additionnelles d'éléments nutritifs.

Les engrais tant azotés que phosphorés sont fabriqués au Canada. L'ammoniac constitue l'ingrédient de base des engrais azotés. Il peut être utilisé directement ou converti en formes solides (urée, phosphate d'ammonium, nitrate d'ammonium et/ou sulfate d'ammonium) ou en solutions azotées (p. ex. ammoniac anhydre, solution de nitrate d'ammonium et d'urée). Le Canada a produit 4 025 000 tonnes d'engrais azotés en 1996 (FAO 1999). Environ 60% de cette production était destinée à l'exportation (principalement vers les États-Unis). Le Canada a également importé 210 000 tonnes d'engrais azotés (FAO 1999). En 1996, les agriculteurs canadiens ont appliqué 1 576 000 tonnes d'azote sous forme d'engrais dans leurs cultures (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1998).

Les engrais phosphatés sont produits à partir de phosphate de calcium minéral et d'acide sulfurique. Le Canada importe tout son phosphate minéral de calcium du Togo ou des États-Unis, les importations atteignant 1 140 000 tonnes en 1996 (Paul Lansbergen, Institut canadien des engrais, comm. pers.). Le phosphate de calcium minéral contient entre 12 et 18% de phosphore (Potash and Phosphate Institute 1988). Environ 175 000 tonnes de phosphore sous forme d'engrais ont été produites en 1996 au Canada (FAO 1999); de cette quantité, 7 900 tonnes ont été exportées. Le Canada a également importé 129 000 tonnes de phosphore sous forme d'engrais. En 1996, 297 000 tonnes de phosphore ont été appliquées sous forme d'engrais sur les terres agricoles du Canada (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1998).

Les données sur les superficies fertilisées et les quantités d'engrais utilisées par province sont tirées de Statistique Canada (1997a) et d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (1998a), respectivement (annexe 1). D'après ces données, en 1996, les applications de phosphore et d'azote se sont élevées en moyenne à 10 kg de phosphore/ha et 60 kg d'azote/ha dans les Prairies et à 33 kg de phosphore/ha et 86 kg d'azote/ha dans les provinces atlantiques (figure 3.8). Des comparaisons de 1981 à 1996 ont révélé que la superficie des terres fertilisées a augmenté d'environ 9% dans la région atlantique, diminué d'environ 10% au Québec, 5% en Ontario et 0,2% en Colombie-Britannique, et augmenté de 32% dans les provinces des Prairies. Au cours de la même période, les apports d'engrais azotés (par ha) ont augmenté dans les provinces atlantiques, des Prairies et au Québec, diminué en Ontario, et sont demeurés relativement constants en Colombie-Britannique. Les apports d'engrais phosphorés (par ha) sont demeurés relativement constants au Québec et dans les provinces atlantiques, mais ils ont diminué en Colombie-Britannique, en Ontario et dans les provinces des Prairies. Globalement, en 1996, 297 000 tonnes de phosphore et 1 576 000 tonnes d'azote ont été appliquées sous forme d'engrais au Canada sur 24 943 000 ha de terres agricoles.

Production et utilisation du fumier

Le fumier est composé d'aliments non digérés (liquides et solides), de déchets métaboliques, de fragments de litière, de résidus alimentaires et d'eau. En 1996, 4 680 585 bovins de boucherie, 1 227 732 vaches laitières, 102 255 149 poulets et autres volailles et 14 224 664 autres animaux de ferme ont été élevés au Canada (Statistique Canada 1997a). Un total de 97 920 exploitations agricoles, soit 44% de toutes les exploitations agricoles au Canada en 1995, étaient considérées comme des exploitations d'élevage. Parmi les autres exploitations agricoles, 20% ont indiqué posséder des animaux, même si l'élevage ne constituait pas leur principal secteur d'activité agricole.

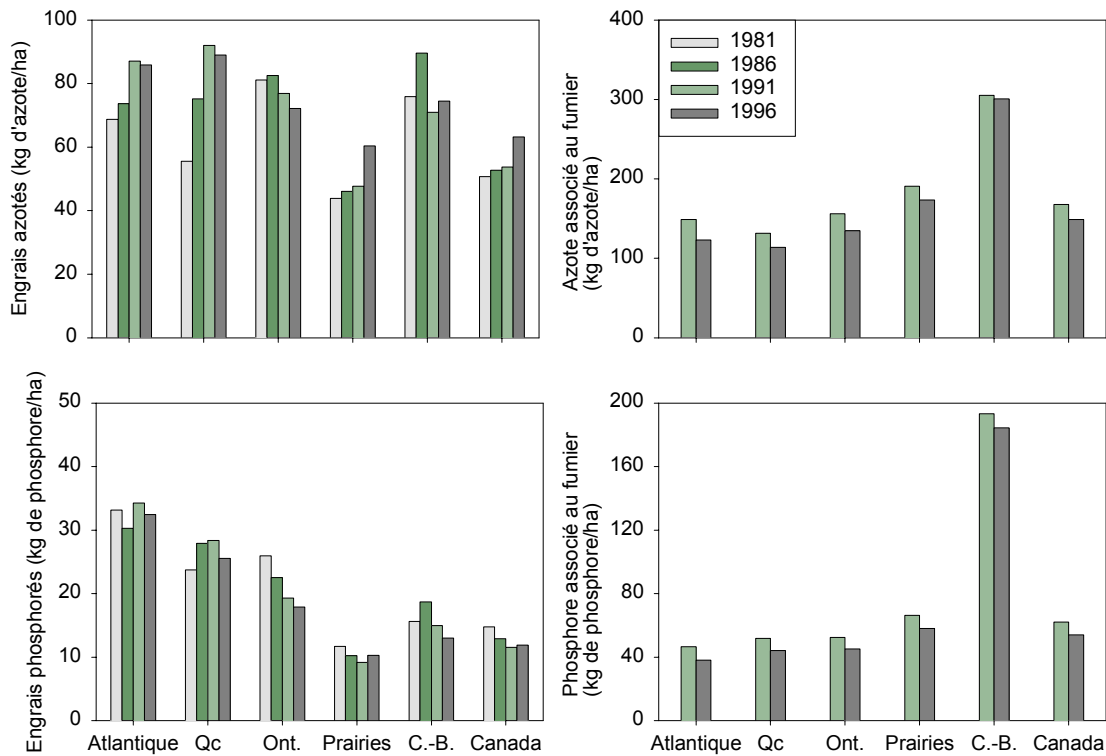


Figure 3.8. Quantités d'azote et de phosphore appliquées sous forme d'engrais (1983-1996) et de fumier (1991-1996) sur les terres agricoles canadiennes. Sources des données: engrais: Statistique Canada (1997a) et Agriculture et Agroalimentaire Canada (1998a) pour les années de recensement; fumier: Statistique Canada (1997a) et tableau 3.10.

(Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997). Ces statistiques indiquent que l'entreposage et l'élimination du fumier constituent actuellement un problème de gestion pour de nombreux agriculteurs canadiens. Anciennement, la gestion du fumier ne soulevait aucune difficulté, car la plupart des agriculteurs s'adonnaient à la fois à l'élevage et à la culture et possédaient beaucoup moins d'animaux que les agriculteurs d'aujourd'hui, si bien que le recyclage des éléments nutritifs entre les cultures et les animaux se faisait beaucoup plus facilement.

Presque tout le fumier produit dans les exploitations agricoles canadiennes est appliqué sur les terres agricoles (Patni 1991). Une partie du fumier est excrétée directement dans les pâturages et n'est pas récupérable. Toutefois, tout le fumier produit lorsque les animaux se trouvent à l'intérieur des bâtiments de ferme ou confinés dans les cours d'attente peut facilement être récupéré et utilisé comme engrais dans les champs. Le fumier est un amendement important dans les sols agricoles en raison de sa forte teneur en éléments nutritifs et en matière organique. Selon le type de bétail et les rations offertes, le fumier frais peut contenir 50 à 80% de l'azote et du phosphore qui se trouvaient à l'origine dans les aliments. Toutefois, seuls certains éléments nutritifs présents dans le fumier sont immédiatement assimilables par les plantes. Certains sont immobilisés sous des formes organiques et deviennent assimilables seulement au moment de la décomposition de la matière organique, servant ainsi de source d'éléments nutritifs pendant plusieurs années. En outre, la matière organique dans le fumier améliore la structure des sols et accroît le drainage et la capacité de rétention des éléments nutritifs et de l'eau des sols.

Tableau 3.10. Production de fumier azoté et phosphoré (tonnes/an) calculée en multipliant le nombre d'animaux dans chaque province (Statistique Canada 1997b) par la teneur en azote et en phosphore du fumier dans chaque province (tiré de l'annexe 1).

Année	Atlantique	Qc	Ont.	Prairies	C.-B.
Azote (10 ³ tonnes/an)					
1976	23,0	106,8	178,7	209,8	33,2
1981	24,5	119,4	189,2	201,8	41,4
1986	24,7	104,0	165,9	198,0	35,3
1991	23,0	102,2	154,0	217,1	36,8
1996	22,4	109,4	151,0	259,7	39,5
Phosphore (10 ³ tonnes/an)					
1976	4,3	28,2	38,2	52,5	12,2
1981	4,7	33,2	41,1	48,2	15,9
1986	4,9	28,6	36,3	46,2	14,7
1991	4,6	27,9	33,9	50,9	15,1
1996	4,5	29,7	33,1	56,3	15,7

Les estimations de la production d'azote et de phosphore associée au fumier (tonnes/année) dans chaque province sont fondées sur le nombre d'animaux élevés (Statistique Canada 1997b) et la teneur en azote et en phosphore du fumier produit par chaque type d'animal (annexe 2; tableau 3.10). La teneur en éléments nutritifs du fumier diminue entre le moment où il est produit et celui où il est appliqué dans les champs. Une part importante des éléments nutritifs se trouve dans la portion liquide du fumier, et des pertes importantes peuvent se produire si cette portion s'échappe des parcs d'engraissement et des installations d'entreposage du fumier. En outre, une forte proportion de l'azote dans le fumier se trouve sous la forme d'ammonium (NH_4^+) qui, en cas d'exposition à l'air, peut être converti en ammoniac gazeux (NH_3) et s'échapper dans l'atmosphère. Pour estimer les quantités de fumier appliquées sur les terres agricoles, nous avons supposé que 40% de l'azote contenu dans le fumier de bétail et 25% de l'azote présent dans le fumier de porc et de volaille sont perdus entre l'excrétion et l'épandage (Environnement Canada 2000b; MacDonald 2000a). Étant donné que le phosphore ne s'échange pas avec l'atmosphère, nous avons considéré que les pertes de phosphore entre l'excrétion et l'épandage sont nulles. Comme les vaches d'élevage de boucherie sont couramment laissées dans les pâturages durant la majeure partie de l'année, nous ne les avons pas incluses dans le calcul des charges d'éléments nutritifs associées au fumier qui sont appliquées dans les cultures.

D'après les estimations de la production de fumier, les hypothèses se rattachant aux pertes d'éléments nutritifs et les estimations des superficies fertilisées tirées du recensement de l'agriculture (Statistique Canada 1997a), nous avons estimé les apports moyens d'azote et de phosphore associés à l'épandage de fumier dans chaque province (annexe 3). En 1996, ces apports variaient entre 114 kg d'azote/ha au Québec à 301 kg d'azote/ha en Colombie-Britannique et 38 kg de phosphore/ha dans les provinces atlantiques et 184 kg de phosphore/ha en Colombie-Britannique (figure 3.10). La superficie des terres fertilisées au fumier a augmenté dans les provinces des Prairies (27%), en Ontario/Québec (19%), dans les provinces atlantiques (19%) et en Colombie-Britannique (9%) entre 1991 et 1996. En conséquence, les quantités de fumier appliquées (exprimées en kg d'azote ou de phosphore/ha) ont diminué dans toutes les régions. Au cours de la même période, le nombre de bovins pour l'ensemble du pays a augmenté de 14%, tandis que les effectifs de porcs et de volaille se sont accrus de 8%. En comparaison des engrais commerciaux, l'épandage du fumier a été effectué

Tableau 3.11. Apports d'azote résultant de la fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses en 1996.

Région	Q ^{te} d'azote fixée par les légumineuses (10 ³ t)
Atlantique	19,5
Québec	90,1
Ontario	150,8
Prairies	476,5
Colombie- Britannique	36,1
Total	773,0

en quantités beaucoup plus importantes en 1996, puisque 139 000 tonnes de phosphore et 384 000 tonnes d'azote ont été appliquées sur 2 579 000 hectares de terres agricoles au Canada.

Autres apports d'azote

La fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses cultivées contribue à accroître la charge d'azote dans les sols. Cette propriété des légumineuses est à la base de la séquence de la rotation des cultures dans de nombreuses exploitations agricoles. Les quantités d'azote atmosphérique (N₂) fixées diffèrent d'une espèce de légumineuse à une autre, variant de 53 kg/ha/an chez le pois chiche à 100 kg/ha/an chez le trèfle (annexe 4; F. Selles et R. Lemke, Agriculture et Agroalimentaire Canada, comm. pers.). Nous avons multiplié ces estimations par la superficie affectée à la culture des légumineuses en 1996 (Statistique Canada 1997a) pour déterminer l'apport d'azote associé aux légumineuses dans les sols. En 1996, l'apport d'azote résultant de la fixation de l'azote atmosphérique par les légumineuses a varié de 20 000 tonnes dans la région de l'Atlantique à 477 000 tonnes dans les Prairies, pour un apport total de 773 000 tonnes au Canada (tableau 3.11).

La récolte des légumineuses a entraîné l'élimination de 896 000 tonnes d'azote en 1996 (valeur obtenue en multipliant la production de légumineuses [Statistique Canada 1997a] par la concentration d'azote dans la portion récoltée [annexe 4; F. Selles et R. Lemke, Agriculture et Agroalimentaire Canada, comm. pers.]). Les légumineuses obtiennent leur azote par absorption par les racines de l'azote du sol ou par fixation biologique de l'azote atmosphérique (N₂). Toutefois, au plan énergétique, il est plus rentable pour une légumineuse d'assimiler l'azote du sol que de fixer l'azote atmosphérique. C'est pourquoi l'azote atmosphérique fixé ne représente que 5 à 65% de l'azote assimilé par les légumineuses, le reste étant absorbé par les racines dans le sol (Biederbeck et al. 1996). Dès lors, la quantité d'azote éliminée par la récolte est souvent supérieure à la quantité d'azote atmosphérique fixée. L'enfouissement des résidus de légumineuses (la portion morte non récoltée de la plante) dans le sol permet d'accroître les réserves d'azote du sol. Une petite fraction de cet apport d'azote, évaluée à 10 à 30%, peut devenir assimilable pour la prochaine récolte (Gleig et MacDonald 1998). Le reste de l'azote contenu dans les résidus est incorporé dans la matière organique du sol et contribue à accroître la teneur en azote du sol.

Outre les légumineuses, les retombées atmosphériques constituent une importante source d'azote. Au Canada, les retombées atmosphériques sous forme de nitrate et d'ammonium (azote inorganique dissous, AID) ont augmenté régulièrement depuis les années 1900, alors qu'elles représentaient un

apport moyen d'azote de 3,44 kg/ha/an à l'est de la frontière Manitoba-Ontario et de 0,80 kg/ha/an à l'ouest de cette frontière (voir la section 3.6). Comme la superficie cultivable s'élevait à 34 918 733 ha en 1996, la contribution de la charge atmosphérique de l'azote inorganique dissous à l'apport total d'azote s'établissait à environ 43 000 tonnes. En l'absence de données nationales, nous ne sommes pas en mesure d'estimer les charges d'azote total.

Assimilation des éléments nutritifs par les plantes cultivées

Les quantités d'azote et de phosphore qui sont extraites des champs au moment de la récolte peuvent être estimées d'après les données sur le rendement des cultures et la teneur en éléments nutritifs des récoltes (Beauchamp et Voroney 1994; Bolinder et al. 1997). Les parties récoltées sont le grain dans le cas des céréales (p. ex. blé, orge et avoine), le fourrage dans le cas de la luzerne et du trèfle, et le fruit dans le cas des cultures fruitières. La paille est considérée comme retournée dans le sol, soit directement soit indirectement par l'intermédiaire du fumier. En 1996, à l'échelle du Canada, 2 491 000 tonnes d'azote et 386 000 tonnes de phosphore ont été retirées des champs au moment des récoltes (figure 3.9).

Les bilans d'éléments nutritifs pour le Canada en 1996 indiquent que les quantités d'azote et de phosphore éliminées au moment des récoltes correspondaient à 89% et à 87%, respectivement, des apports d'éléments nutritifs associés à l'épandage de fumier et d'engrais et, dans le cas de l'azote, aux retombées atmosphériques et aux quantités d'azote fixées par les légumineuses (figure 3.9). L'apport total d'azote dans les sols agricoles en 1996 a été estimé à 2 784 000 tonnes (1 576 000 tonnes sous forme d'engrais, 384 000 tonnes sous forme de fumier, 773 tonnes sous forme d'azote fixé par les légumineuses, 8 000 tonnes sous forme de biosolides et 43 000 tonnes sous forme de retombées atmosphériques). De la même façon, l'apport de phosphore dans les sols agricoles a été estimé à 442 000 tonnes (297 000 tonnes sous forme d'engrais, 139 000 tonnes sous forme de fumier et 5 000 tonnes sous formes de biosolides). Bien que toutes les provinces présentent des surplus d'azote, la Colombie-Britannique et les provinces atlantiques se classent généralement au premier

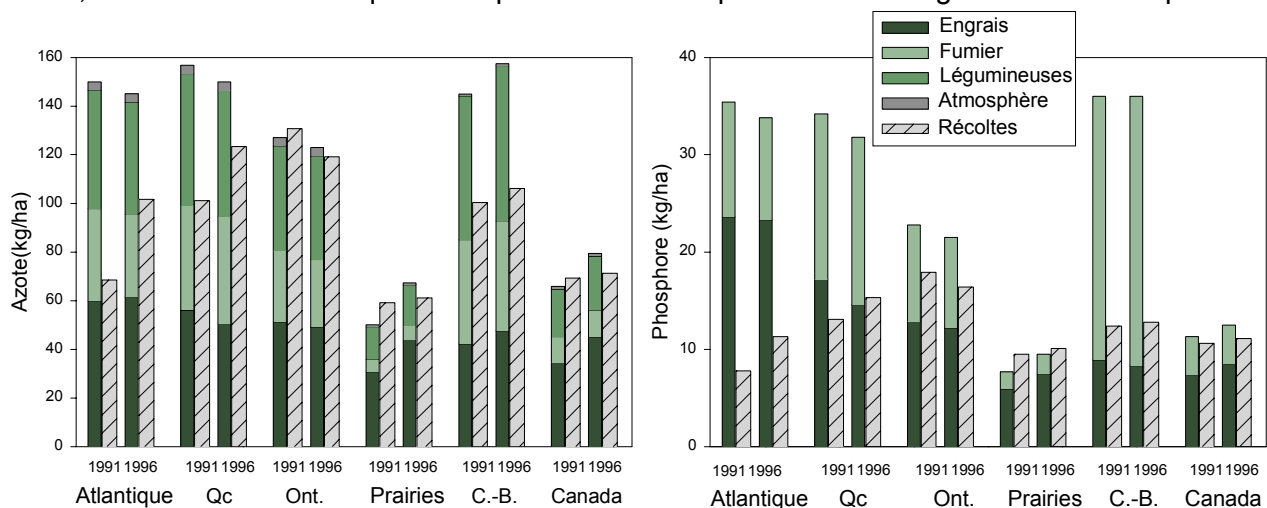


Figure 3.9. Quantités d'azote total et de phosphore total par hectare ajoutées dans les champs cultivés sous forme d'engrais chimiques, de fumier, d'azote fixé par les légumineuses et de retombées atmosphériques (uniquement sous forme d'azote inorganique dissous dans le cas des retombées atmosphériques) et quantités perdues au moment des récoltes dans chaque région du Canada, en 1991 et en 1996.

rang à ce chapitre. Dans le cas du phosphore, l'apport était inférieur aux pertes subies au moment de la récolte dans les provinces des Prairies (figure 3.9).

Pertes d'éléments nutritifs liées aux activités agricoles

D'après notre estimation des apports d'azote (engrais, fumier, fixation biologique de l'azote, retombées atmosphériques et biosolides des boues d'épuration) dans les terres cultivables du Canada et des pertes engendrées par les récoltes, le surplus d'azote au Canada en 1996 s'élevait à 4,3 kg/ha pour l'ensemble des terres agricoles (68 millions d'hectares) ou à 8,4 kg/ha pour les terres cultivables (35 millions d'hectares). Selon la même logique, le surplus d'azote en 1996 s'établissait à 0,8 kg/ha pour l'ensemble des terres agricoles, ou à 1,6 kg/ha pour les terres cultivables. Dans le cas de l'azote, notre estimation est comparable aux valeurs proposées par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), qui établissait le surplus d'azote au Canada à 13 kg/ha pour la période 1995-1997 et à 6 kg/ha pour la période 1985-1987 d'après la superficie totale des terres agricoles (OCDE 2000). Ces valeurs sont parmi les plus faibles pour les 28 pays considérés par l'OCDE. Aucune donnée de l'OCDE n'est disponible pour le phosphore.

Bien que les données nationales sur les surplus ou déficits d'éléments nutritifs soient utiles pour comparer les tendances entre les pays, il convient de rappeler que ces estimations sont des valeurs moyennes et qu'à l'intérieur d'un pays donné, l'ampleur des surplus ou des déficits d'azote peut varier d'une région à l'autre. Par exemple, une analyse récente de l'azote résiduel dans les terres agricoles canadiennes faisait état de valeurs ≥ 41 kg/ha dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique, le corridor de terres agricoles s'étendant de Lethbridge jusqu'à Edmonton en Alberta, la région de Melfort, dans le nord-est de la Saskatchewan, la vallée de la rivière Rouge au Manitoba, le sud-ouest de l'Ontario, la région du lac Simcoe et la vallée inférieure de l'Outaouais en Ontario, les basses terres du Saint-Laurent et la région située au sud de Québec au Québec, la vallée d'Annapolis en Nouvelle-Écosse et la vallée de la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick (MacDonald 2000a). Toutefois, la plupart des terres agricoles dans les quatre provinces de l'Ouest (69 à 92%) et les provinces atlantiques (85%) présentaient des valeurs d'azote résiduel inférieures à 41 kg/ha en 1996. Selon MacDonald (2000a), les concentrations d'azote résiduel ont augmenté dans toutes les provinces sauf la Colombie-Britannique entre 1981 et 1996. Le pourcentage de terres agricoles présentant une augmentation de l'azote résiduel égale ou supérieure à 5 kg/ha variait de 27% en Colombie-Britannique à 80% au Manitoba.

Pour l'établissement d'un niveau de référence aux fins de la surveillance des fluctuations des surplus d'azote et de l'évaluation de leur amplitude, certains auteurs estiment que les valeurs supérieures à 100 kg/ha/an devraient être retenues comme point de référence à partir duquel s'accroît le risque de lessivage du nitrate dans les eaux souterraines et les eaux de surface (Schleef et Kleinhanss 1994). Une étude réalisée par le USDA (1997) classe les bilans d'éléments nutritifs comme élevés si l'apport d'éléments nutritifs (engrais, fumier, azote fixé par les légumineuses) excède les pertes par plus de 25%, modérés si cet écart est inférieur à 25% et négatifs si l'écart joue dans le sens contraire. Les récents surplus d'azote au Canada sont faibles en regard du seuil de 100 kg/ha proposé par Schleef et Kleinhanss (1994). Les apports (2 784 000 tonnes de N et 442 000 tonnes de P) dépassaient les pertes (2 491 000 tonnes de N et 386 000 tonnes de P) par 11% dans le cas de N et 13% dans le cas du P. Ces pourcentages reflètent des apports modérés dans celui du phosphore et de l'azote, selon l'échelle de l'USDA.

Tableau 3.12. Proportion des terres agricoles où les eaux de ruissellement ou de lessivage s'infiltrant dans le profil de sol risquent d'être contaminées par l'azote dans les régions du Canada où les sols présentent un excédent d'eau, 1996 (MacDonald 2000b).

Province	Superficie totale des terres agricoles ¹ (1 000 ha)	Terres agricoles dont les sols montrent un excédent d'eau ¹ (1 000 ha)	Terres agricoles ¹ dont les sols montrent un excédent d'eau, classées en fonction du risque de contamination par l'azote des eaux de ruissellement ou d'infiltration (%)		
			Faible (0-6 mg N/L)	Modéré (6,1-14 mg N/L)	Élevé (> 14 mg N/L)
Colombie-Britannique	2 018	70	6	25	69
Ontario	4 577	4 200	39	44	17
Québec	2 267	1 900	58	35	6
Atlantique	575	400	82	15	3

¹ Les terres agricoles désignent l'ensemble des classes de terres mentionnées dans *Profil de l'agriculture du Canada*, à l'exception de « Toutes les autres terres » (Statistique Canada 1997a).

Pertes résultant de la migration des éléments nutritifs des champs agricoles vers les eaux de surface ou les eaux souterraines

Il n'existe aucune estimation nationale des pertes résultant de la migration de l'azote et du phosphore des champs agricoles vers les eaux de surface et les eaux souterraines. Aux États-Unis, les pertes à partir des terres cultivables et des pâturages représentaient 39% et 13%, respectivement, des 8 158 000 tonnes d'azote et 31% et 17%, respectivement, des 2 015 000 tonnes de phosphore rejetées annuellement dans les eaux de surface (Carpenter et al. 1998). Dans le cadre d'une évaluation récente des pertes d'azote à partir des champs agricoles canadiens, une relation a été établie entre le surplus moyen d'azote et le volume moyen d'eau estimé quittant les champs par écoulement en surface (ruissellement) ou lessivage pour les régions canadiennes où les sols agricoles présentent un excédent d'eau (écozone Maritime du Pacifique, Colombie-Britannique, Bouclier boréal du nord de l'Ontario, du Québec et du Manitoba; écozone des Plaines à forêts mixtes du sud de l'Ontario et provinces atlantiques; Macdonald 2000b). En Colombie-Britannique, 5% des terres agricoles montrent un excédent d'eau, et l'on prévoyait que 69% de cette superficie présenterait des eaux de ruissellement ou des eaux d'infiltration renfermant plus de 14 mg d'azote/L. Dans l'est du Canada, le pourcentage des terres agricoles montrant un excédent d'eau et susceptibles de produire des eaux de ruissellement ou des eaux d'infiltration renfermant plus de 14 mg d'azote/L s'élevait à 17% en Ontario, 6% au Québec et 3% dans les provinces atlantiques (tableau 3.12). Au Canada, les pertes potentielles de phosphore à partir des champs agricoles n'ont été évaluées que pour le Québec (selon la même approche que celle utilisée pour l'azote), et cette évaluation ne précise que le risque relatif en fonction des pratiques agricoles et des caractéristiques du sol, de la topographie, des conditions météorologiques et d'autres facteurs environnementaux (Bolinder et al. 2000).

Bien qu'il n'existe aucune estimation nationale des pertes dues à la migration de l'azote et du phosphore des champs agricoles vers les eaux de surface et les eaux souterraines, des évaluations ciblant des régions ou bassins hydrographiques choisis ont été tentées. Ces évaluations sont fondées sur l'attribution de coefficients de pertes d'éléments nutritifs à divers types de terres (p. ex. pâturages, terres cultivables, forêts conifériennes, etc.) ou l'estimation des pertes d'éléments nutritifs à partir des terres agricoles par rapport aux quantités d'éléments nutritifs appliqués sous forme d'engrais ou de

fumier (Bolinder et al. 2000). Dans le but d'évaluer la portion du surplus d'éléments nutritifs migrant vers les eaux de surface et les eaux souterraines, MacDonald (2000b) a mesuré à l'échelle de champs choisis les pertes dues au ruissellement, à l'infiltration, au lessivage et aux drains en tuyaux. Par exemple, la contribution des sources agricoles aux charges d'azote et de phosphore atteignant le Saint-Laurent par la Yamaska (Québec) est estimée à 70% dans le cas de l'azote et à 75% dans celui du phosphore (Chambers et al. 2000; voir également l'étude de cas consacrée à la Yamaska, à la section 4.3).

On dispose d'informations sur les surplus/déficits d'éléments nutritifs et les pertes d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines seulement pour l'azote total et le phosphore total. Seule une portion de la charge totale se présente sous des formes susceptibles de causer l'eutrophisation ou, dans le cas de l'azote, des effets toxiques. Une étude entreprise récemment en Alberta a montré que 65 à 100% du phosphore total provenant des bassins hydrologiques soumis à une exploitation agricole existait sous des formes dissoutes (Anderson et al. 1998, Cooke et Prepas 1998). La prédominance des formes de phosphore dissoutes dans les eaux de ruissellement pourrait être particulière aux Plaines boréales et attribuable aux caractéristiques de ces bassins hydrographiques (topographie à faible pente prolongeant le lessivage et proportion élevée de sols organiques). Comme les formes dissoutes sont plus facilement assimilables par les plantes, elles sont plus susceptibles d'induire des réponses biologiques rapides que les formes d'éléments nutritifs particuliers.

Pertes vers les eaux de surface et les eaux souterraines à partir des installations de logement et de soins des animaux d'élevage

Un sondage réalisé en 1995 auprès des exploitations agricoles canadiennes a révélé que 60% d'entre elles (133 655 exploitations) entreposaient du fumier. De ce nombre, environ 11% (14 885 exploitants) entreposaient du purin, soit toutes les fermes laitières, la plupart des exploitations porcines et 25% des exploitations avicoles (poulet et œufs). Les deux installations d'entreposage le plus couramment utilisées par les exploitations qui entreposaient du purin étaient les lagunes non revêtues (33%) et les citernes ouvertes (31%). Chez plus de 95% des exploitations qui entreposaient du purin en 1995, le site d'entreposage se trouvait à au moins 15 m du cours d'eau le plus proche et à au moins 30 m d'un puits domestique (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997). Toutefois, 595 exploitations du sud de l'Ontario, du sud du Québec et des provinces atlantiques avaient aménagé leur site d'entreposage à moins de 15 m du cours d'eau le plus proche, et 565 exploitations des provinces des Prairies, du sud de l'Ontario, du sud du Québec et des provinces atlantiques, à moins de 30 m d'un puits domestique.

En plus du purin, 126 470 exploitations entreposaient du fumier complet (solide) en 1995 (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997). Les exploitations qui stockaient du purin entreposaient également du fumier complet. Toutes les exploitations d'élevage de bovins et d'élevages mixtes et la plupart des exploitations avicoles (poulet et œufs) entreposaient du fumier complet. Chez 60% des exploitations qui entreposaient du fumier complet, celui-ci était entreposé dans un tas non protégé par un toit. Environ 99% des exploitants agricoles ont affirmé entreposer le fumier complet à plus de 15 m du cours d'eau le plus proche, et 97% d'entre eux, à plus de 30 m d'un puits domestique (Agriculture et Agroalimentaire Canada 1997).

D'autres sources d'éléments nutritifs contribuent aux apports d'éléments nutritifs dans les eaux de surface, notamment les déchets des laiteries de ferme qui s'écoulent jusqu'aux cours d'eau par des

drains en tuyaux, les bestiaux qui viennent s'abreuver le long des berges des cours d'eau, l'érosion des berges causée par le piétinage du bétail ou le travail du sol et les déchets de serre. Il existe peu de données à l'échelle régionale et aucune à l'échelle nationale sur les pertes dues à la migration d'éléments nutritifs des installations de logement ou de soins des animaux d'élevage ou des installations d'entreposage du fumier vers les eaux de surface ou les eaux souterraines. Des études portant sur des endroits bien précis ont montré que les pertes dans le sol, l'air et l'eau à partir des installations d'entreposage du fumier de bovins s'élèvent à 40% et, dans le cas du fumier de porc ou de volaille, à 25% (MAAARO 1997; Environnement Canada 2000b). Par exemple, il a été estimé, dans le cadre d'une étude sur la gestion des éléments nutritifs agricoles dans la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique, qu'environ 15 à 20% de l'azote présent dans le fumier des bovins et vaches laitières logés dans des granges se perdait dans l'air, comparativement à 10 à 20% pour le fumier entreposé. La contribution estimée des eaux de ruissellement et d'infiltration aux pertes d'azote variait entre 0 et 10% (Brisbin 1995). L'auteur de cette même étude a également estimé à 15 à 20% les pertes dans l'air de l'azote contenu dans le fumier de porcs logés à l'intérieur de bâtiments et à 10 à 20% les pertes (principalement dans l'air) survenant durant l'entreposage du fumier.

Les pertes résultant de la migration de l'azote et du phosphore des installations de logement ou de soins aux animaux d'élevage ou des installations d'entreposage du fumier vers les eaux de surface ou les eaux souterraines n'ont pas été estimées à l'échelle nationale.

Pertes dans l'atmosphère

La majorité des pertes d'azote dans l'atmosphère associées au secteur agricole résultent de la volatilisation de l'ammoniac contenu dans le fumier ou les engrais et de la production d'oxyde nitreux par la dénitrification bactérienne du nitrate du sol. La décomposition des cultures cause également une perte d'ammoniac, et la minéralisation de la matière organique, des pertes de monoxyde d'azote et d'oxyde nitreux du sol. Les pertes d'une partie de l'azote contenu dans le fumier et les engrais peuvent représenter des pertes économiques importantes pour les agriculteurs et avoir des incidences néfastes pour l'environnement. La combustion de carburants et le brûlage de la biomasse occasionnent également des pertes, mais leur analyse déborde le cadre du présent chapitre. L'érosion du sol par le vent et l'eau est une autre cause de pertes d'éléments nutritifs. Bien que les pratiques de gestion agricole puissent accélérer l'érosion due à des facteurs naturels (Podbury et Stushnoff 2000; Shelton et al. 2000), nous n'examinerons pas les pertes résultant de l'érosion dans le présent chapitre.

Les pertes d'ammoniac dans l'atmosphère se produisent dans une large mesure durant l'entreposage et la manipulation du fumier et l'épandage d'engrais. Les pertes d'ammoniac associées au fumier et aux engrais chimiques résultent principalement de l'épandage sur les sols et augmentent généralement par temps chaud et sec. Entre 3 et 60% du NH_3 appliqué peut être perdu, selon le type de matériel appliqué, les conditions du sol (humidité et pH) et le temps écoulé entre l'application de l'engrais et son incorporation dans le sol (McGinn et Janzen 1998). En 1995, au Canada, les émissions agricoles d'azote sous forme d'ammoniac ont été estimées à 570 000 tonnes (Vézina 1997). La contribution du fumier aux émissions d'ammoniac total s'élevait à 87%, et celle des engrais, à 13%. Dans le cas particulier des émissions d'ammoniac associées au fumier, 59% de l'ammoniac perdu provenait du fumier de bovins, 21%, du fumier de volaille et 19%, du fumier de porc.

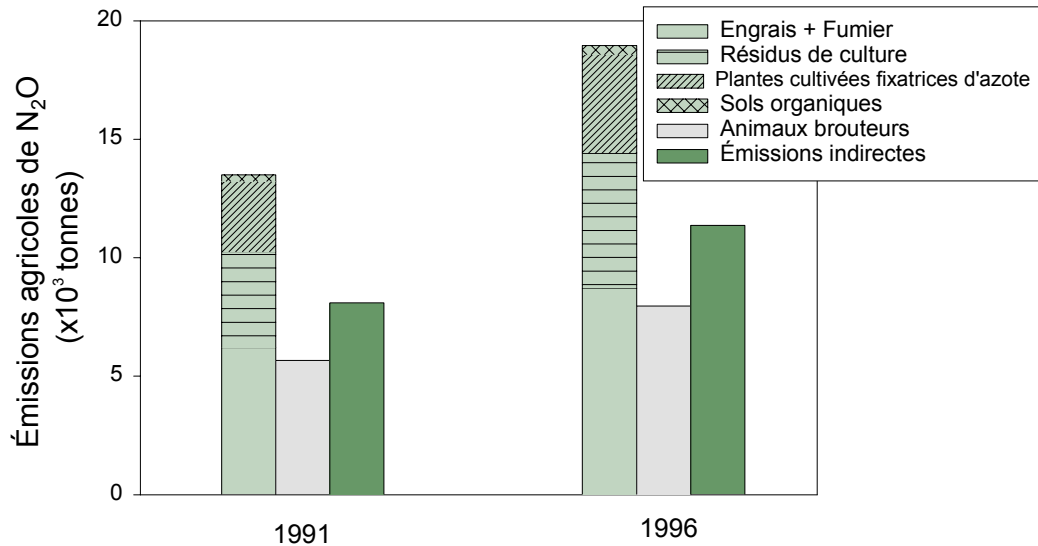


Figure 3.10. Sources agricoles d'émissions d'oxyde nitreux au Canada en 1991 et 1996. Les émissions directes sont associées aux sols et aux animaux brouteurs. Les émissions indirectes résultent de la volatilisation, du lessivage et du ruissellement de l'azote. Données adaptées d'Environnement Canada 1997a; Monteverde et al. 1997; Desjardins et Keng 1999; Desjardins et Reznick 2000.

L'épandage d'engrais entraîne également des pertes d'oxyde nitreux (N₂O). Lorsque du fumier ou un engrais azoté inorganique est appliqué sur le sol, la majeure partie de l'azote qu'il contient est oxydé en nitrates avant d'être assimilé par les plantes. Ce processus s'accompagne d'une perte d'oxyde nitreux dans l'atmosphère. Au Canada, les émissions d'oxyde nitreux associées aux activités agricoles ont augmenté de 31 000 tonnes par année durant la période 1981-1991 à 38 000 tonnes par année en 1996 (Desjardins et Keng 1999). Les émissions directes à partir du sol résultant de l'épandage de fumier et d'engrais commerciaux, estimées à quelque 6 000 tonnes en 1991 et 9 000 tonnes en 1996, constituent la plus importante source agricole d'oxyde nitreux (figure 3.10; Desjardins et Keng 1999). Les pertes imputables à l'épandage de fumier et d'engrais, à la décomposition des résidus de culture, à la fixation de l'azote par certains types de culture et à la mise en culture des sols organiques représentent respectivement 23%, 15%, 11% et moins de 1% des émissions totales provenant du sol (Desjardins et Keng 1999). En 1996, les animaux brouteurs et la gestion du fumier ont provoqué des pertes d'azote de 8 000 tonnes d'azote (21% des émissions totales de N₂O), tandis que les émissions indirectes associées à la précipitation du NH₃ et des NO_x et au lessivage d'azote du sol ont engendré des pertes d'azote de 11 000 tonnes (Monteverde et al. 1997; Desjardins et Keng 1999).

Les activités agricoles entraînent également la libération de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote (c.-à-d. NO_x) dans l'atmosphère. Bien qu'aucune estimation nationale des émissions de NO_x associées aux activités agricoles ne soit disponible, on croit que la quantité d'oxydes d'azote libérée par les sols (et résultant des processus de nitrification et de dénitrification) pourrait être comparable à celle générée par les sources industrielles (Janzen et al. 1998).

L'épandage d'engrais occasionne la perte d'une faible quantité de phosphore dans l'atmosphère. Si l'on pose un facteur d'émission de $9,81 \times 10^{-4}$ tonnes de phosphore par tonne d'engrais appliquée, cette perte s'établissait à 783 tonnes en 1978 (Environnement Canada 1983). La majeure partie du phosphore est perdue sous forme de phosphate.

3.4 Accroissement du rendement de l'aquaculture et des pêches

Dans sa définition la plus large, l'aquaculture désigne la culture d'organismes aquatiques (poissons, mollusques, crustacés, autres invertébrés, algues unicellulaires, macro-algues et végétaux supérieurs) à l'aide de méthodes extensives ou intensives permettant d'élever la production ou le rendement par unité de surface ou de volume à un niveau supérieur au niveau de production ou de rendement naturel dans un environnement aquatique donné (Comité de mariculture, Conseil international pour l'exploration de la mer, *in* Boghen 1989). Les organismes aquatiques produits à l'aide de ces techniques d'élevage sont destinés à la consommation, à la production de poissons d'ornement ou de poissons-appâts ou à l'amélioration des ressources (Boghen 1989).

L'aquaculture est encore une petite industrie au Canada. Elle tire ses origines des écloséries mises sur pied pour produire des alevins pour les programmes provinciaux d'empoissonnement. L'aquaculture est toutefois en pleine expansion et permet aujourd'hui l'élevage d'environ 45 espèces de poissons et de huit espèces d'invertébrés (tableau 3.13). La truite arc-en-ciel, le saumon de l'Atlantique et l'omble chevalier forment l'essentiel de la production de poissons destinée à la consommation humaine (MPO 1998), tandis que les palourdes, les huîtres, les moules et les pétoncles accaparent une part importante de la production d'invertébrés au Canada (MPO 1998). En 1996, dans les dix provinces canadiennes, les exploitations aquacoles ont produit 53 000 tonnes de poissons et 19 000 tonnes de coquillages, production évaluée à 350 millions de dollars (tableau 3.14). Cinquante-huit pour cent de cette production a été réalisée en mer, et 42% en eau douce (tableau 3.15), et la majorité a été effectuée en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick.

L'ampleur des exploitations aquacoles varie considérablement, allant de simples étangs privés contenant quelques douzaines de poissons d'ensemencement destinés aux amateurs de pêche sportive aux grandes exploitations de mariculture en cages produisant annuellement des milliers de tonnes de poissons. Selon le type de source d'eau utilisée, ces exploitations peuvent être classées en trois grandes catégories : ouvertes, semi-fermées et fermées (Landau 1992). Dans le cas des systèmes ouverts, une source d'eau naturelle comme l'océan ou un lac est utilisée, et des enceintes comme des parcs (palourdes) ou des cages (poissons) sont installées dans le plan d'eau (Landau 1992). Ces enceintes vont de simples structures de contention retenues par des poteaux ou des piquets à des cages ou radeaux flottants. Les systèmes semi-fermés utilisent des sources d'eau naturelle dans des installations spécialement conçues (Landau 1992). Ce type de système permet une meilleure maîtrise des conditions d'élevage, d'où une croissance plus uniforme et de meilleurs rendements par unité de surface. Les écloséries sont typiquement des systèmes semi-fermés. Enfin, les systèmes fermés ne comportent aucun échange d'eau avec l'environnement naturel. Les élevages s'effectuent à très fortes densités, dans des réservoirs ou des étangs dont l'eau fait l'objet de traitements extensifs et est recyclée fréquemment (Landau 1992). Dans les exploitations aquacoles (poissons), les pertes d'éléments nutritifs résultent de l'excrétion par les poissons de déchets dissous ou solides et de la décomposition de la nourriture excédentaire. Ces exploitations aquacoles nécessitent un apport de nourriture et, de fait, contribuent à accroître le risque de fertilisation des eaux avoisinantes. En revanche, les exploitations conchyloles canadiennes dépendent des sources de nourriture naturelles dans les eaux ambiantes (Bob Hooper, Memorial University, comm. pers.) et, dès lors, ne contribuent pas à l'enrichissement en éléments nutritifs des milieux environnants.

Tableau 3.13. Poissons et invertébrés dont la production est autorisée au Canada (sources des données: Moccia et Bevan 1996; BC Fisheries 1998).

Poissons	
Esturgeon jaune (<i>Acipenser fulvescens</i>)	Ventre citron (<i>Phoxinus neogaeus</i>)
Saumon de l'Atlantique (<i>Salmo salar</i>)	Méné à nageoires rouges (<i>Luxilus cornutus</i>)
Truite brune (<i>Salmo trutta</i>)	Chatte de l'Est (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)
Omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Méné émeraude (<i>Notropis atherinoides</i>)
Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)
Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>)
Saumon quinnat (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	Barbotte brune (<i>Ameiurus nebulosus</i>)
Saumon coho (<i>Oncorhynchus kisutch</i>)	Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)
Saumon rose (<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>)	Anguille d'Amérique (<i>Anguilla rostrata</i>)
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Achigan à grande bouche (<i>Micropterus salmoides</i>)
Grand corégone (<i>Coregonus clupeaformis</i>)	Achigan à petite bouche (<i>Micropterus dolomieu</i>)
Cisco de lac (<i>Coregonus artedii</i>)	Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)
Maskinongé (<i>Esox masquinongy</i>)	Crapet-soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>)
Grand brochet (<i>Esox lucius</i>)	Marigane noire (<i>Pomoxis nigromaculatus</i>)
Mulet à cornes (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	Doré (<i>Stizostedion vitreum</i>)
Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	Doré noir (<i>Stizostedion canadense</i>)
Ventre—pourri (<i>Pimephales notatus</i>)	Perchaude (<i>Perca flavescens</i>)
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	Tilapia (<i>Oreochromis, Sarotherodon, Tilapia</i>)
Ventre rouge du Nord (<i>Phoxinus eos</i>)	Aiglefin (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>)
Flétan atlantique (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>)	Plie rouge (<i>Pleuronectes ferrugineus</i>)
Morue franche (<i>Gadus morhua</i>)	Limande à queue jaune (<i>Pleuronectes americanus</i>)
Lompe (<i>Cyclopterus lumpus</i>)	Bar rayé (<i>Morone saxatilis</i>)
Loup atlantique (<i>Anarhichas lupus</i>)	
Invertébrés	
Huître creuse du Pacifique (<i>Crassostrea gigas</i>)	Huître plate (<i>Ostrea edulis</i>)
Panope (<i>Panopea generosa</i>)	Palourde du Pacifique (<i>Protothaca staminea</i>)
Palourde japonaise (<i>Tapes philippinarum</i>)	Pétoncle du Japon (<i>Pecten yessoensis</i>)
Moule méditerranéenne (<i>Mytilus galloprovincialis</i>)	Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)
Oursin vert (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>)	Écrevisses (<i>Orconectes immunus, O. virilis, O. propinquus, Cambarus robustus, C. bartonii</i>)

Parmi les trois catégories d'exploitations aquacoles, seuls les systèmes ouverts et semi-fermés comportent des échanges d'eau avec des plans d'eau naturel (lac ou eaux côtières) et, de ce fait, peuvent avoir des effets sur l'environnement naturel. De plus, les émissions et le traitement des effluents des systèmes aquacoles fermés sont régis par des lois et règlements provinciaux. Outre le nombre de poissons élevés, la quantité et la qualité des aliments sont les principaux facteurs qui influent sur l'ampleur des pertes d'éléments nutritifs dans l'environnement, parce qu'elles déterminent la quantité des déchets alimentaires et des pertes dues à l'excrétion (Persson 1991; Cho et Bureau 1997). La quantité de nourriture utilisée dépend de l'espèce de poisson élevée et des objectifs de production de l'exploitation. L'objectif de l'exploitant est d'ajuster les quantités de nourriture offerte au rythme de la consommation des poissons afin de maximiser les profits tout en réduisant le plus possible les effets négatifs éventuels d'une détérioration de la qualité de l'eau (causée par un apport alimentaire excessif) sur les poissons, certaines espèces étant particulièrement sensibles à cet égard (p. ex. omble et truite). Pour atteindre cet objectif, l'exploitant doit obligatoirement établir un équilibre entre la proportion d'éléments nutritifs utilisée pour assurer la croissance des poissons et la proportion libérée dans l'eau par la décomposition de la nourriture excédentaire et/ou l'excrétion des déchets métaboliques (Cho et al. 1994).

Les chercheurs ont redoublé d'efforts au cours des dernières années en vue d'améliorer la qualité de la nourriture offerte aux poissons et d'accroître ainsi la conversion biologique de la nourriture en production animale et de réduire le gaspillage (Cho et al. 1994; Cho et Bureau 1997). Une étude

Tableau 3.14. Données de 1996 sur le volume et la valeur de la production aquacole canadienne par province (source des données: MPO 1998).

Province/Territoire	Poissons (t)	Coquillages (t)	Valeur (milliers de dollars)
Terre-Neuve	1 319	386	6 139
Nouveau-Brunswick	16 380	733	123 818
Nouvelle-Écosse	1 511	773	10 421
Île-du-Prince-Édouard	64	10 493	14 444
Québec	1 000	100	4 100
Ontario	4 000	0	16 060
Manitoba	(1)	0	(1)
Saskatchewan	775	0	3 420
Alberta	110	0	660
Colombie-Britannique	27 731	6 475	170 744
Canada	52 907	18 960	349 910

(1) Comme la majorité des exploitations aquacoles sont privées, nous ne disposons d'aucune donnée les concernant.

approfondie par Cho et al. (1994) a révélé que les teneurs en azote et en phosphore des aliments couramment offerts aux poissons d'élevage varient entre 1,4 et 13,6% et 0,3 à 5,9%, respectivement, selon les ingrédients utilisés pour leur fabrication. Les améliorations apportées aux formulations de ces aliments ont permis de réduire depuis le début des années 1980 les concentrations de phosphore d'environ 1,62% à environ 0,9% et celles d'azote d'environ 8,45% à environ 7,2% (Ackefors et Enell 1990). Selon une analyse des déchets rejetés par une salmoniculture (MPO 1997), les teneurs en phosphore et d'azote des aliments offerts aux saumons s'établissaient à 1,2% et à 6,4%.

L'amélioration de la qualité de la nourriture a également permis de réduire le coefficient de conversion (rapport du poids humide des aliments utilisés au poids humide des poissons produits). Ce coefficient a diminué d'au moins 3,5 fois depuis l'introduction de la salmoniculture en Norvège il y a près de 45 ans et de 1,5 à 2 fois depuis 1985 en Colombie-Britannique (MPO 1997). L'étude du ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO) a utilisé pour les saumons de l'Atlantique et les saumons du Pacifique (Colombie-Britannique) produits en salmoniculture des coefficients de 1,15 et 1,3, respectivement, pour un coefficient moyen (pondéré selon la proportion de chaque espèce élevée en Colombie-Britannique) de 1,2.

La méthode d'alimentation peut également influencer sur la vitesse à laquelle la nourriture se disperse dans l'environnement. Dans des cages d'élevage de saumons installées dans le bassin Sooke, dans le sud de l'île de Vancouver, Levings (1994) a noté que la nourriture excédentaire et les particules se déposaient à raison de 54,3 g de poids sec/m²/j lorsque les poissons étaient nourris à l'aide de distributeurs d'aliments automatiques, mais à raison de seulement 19,1 g de poids sec/m²/j lorsque les poissons étaient nourris à la main.

La plupart des chercheurs qui ont évalué les charges d'éléments nutritifs rejetées par des exploitations aquacoles dans les écosystèmes aquatiques se sont intéressés aux grandes salmonicultures en cages établies dans les eaux côtières et, dans une moindre mesure, en eau douce. Des études d'exploitations d'élevage de truite arc-en-ciel et de saumon de l'Atlantique ont révélé que les pertes d'éléments nutritifs (dissous et particulaires) à partir des cages variaient de 3 à 35 kg de phosphore et 20 à 260 kg d'azote par tonne de poisson produite (Penczak et al. 1982; Ackefors et Enell 1990; Holby et Hall 1991; Jensen 1991; Johnsen et Wandsvik 1991; Hall et al. 1992; Levings 1994; Einen et al. 1995; MacIsaac et Stockner 1995). Ces études ont montré que seulement 20 à 30% des éléments

Tableau 3.15. Pourcentage des exploitations aquacoles canadiennes établies dans des environnements marins ou dulcicoles, par province en 1996. Sources des données: autorités provinciales octroyant des concessions; données compilées pour l'Alliance de l'industrie canadienne de l'aquaculture (CAIA 1998).

Province/Territoire	Marin	Dulcicole
Terre-Neuve	100	0
Nouveau-Brunswick	63	37
Nouvelle-Écosse	100	0
Île-du-Prince-Édouard	100	0
Québec	7	93
Ontario	0	100
Manitoba	0	100
Saskatchewan	0	100
Alberta	0	100
Colombie-Britannique	78	22
Canada	58	42

nutritifs ajoutés sont habituellement incorporés dans la biomasse des poissons et éliminés lorsque les poissons sont capturés, et que les 70 à 80% restants se dispersent dans l'environnement sous forme de déchets métaboliques, de fèces et de fragments de nourriture non consommés.

Dans une évaluation des pertes d'éléments nutritifs provenant d'exploitations aquacoles suédoises dans les eaux côtières, Ackefors et Enell (1990) ont estimé les pertes de phosphore à 9,5 kg/tonne de poisson produite (pour un coefficient de conversion de 1,5 et une teneur en phosphore des aliments de 0,9%) et les pertes d'azote, à 78 kg/tonne de poisson produite (pour un coefficient de conversion de 1,5 et une teneur en azote des aliments de 7,2%). Dans une évaluation similaire d'exploitations d'élevage de saumons de l'Atlantique et du Pacifique en Colombie-Britannique, le MPO (MPO 1997) a estimé les pertes de phosphore et d'azote à respectivement 9,2 kg et 43 kg/tonne de poisson produite (pour un coefficient de conversion de 1,2 et des teneurs en phosphore et en azote des aliments de 1,2% et 6,4%). Si l'on applique les coefficients de perte de phosphore et d'azote utilisés par le MPO (MPO 1997) à l'ensemble des exploitations aquacoles (poissons) canadiennes, l'apport total d'éléments nutritifs associé aux exploitations aquacoles canadiennes (calculé en multipliant la production totale de poissons au Canada [tableau 3.14] par le pourcentage de production dans les eaux marines et les eaux intérieures [tableau 3.15], puis en multipliant le résultat par 9,2 kg de phosphore/an ou 43 kg d'azote/an) s'élève à 204 tonnes de phosphore/an et 956 tonnes d'azote/an dans les eaux intérieures, et à 282 tonnes de phosphore/an et 1 320 tonnes d'azote/an dans les eaux côtières. En comparaison, une population de 100 000 habitants desservie par une usine de traitement secondaire rejette 25 tonnes de phosphore/an et 365 tonnes d'azote/an sous forme d'eaux usées (en supposant une charge de 3,38 g de phosphore/habitant/j et une élimination de 80% du phosphore, et une charge de 10 g d'azote/habitant/j).

La fertilisation directe a été utilisée non seulement dans les exploitations aquacoles, mais aussi dans les lacs et cours d'eau oligotrophes de la Colombie-Britannique pour accroître la production de poissons de pêche sportive, en particulier de saumons rouges anadromes. L'ajout d'éléments nutritifs vise à accroître les disponibilités alimentaires (l'abondance des algues et, de là, celle des invertébrés et du zooplancton) pour les alevins de saumon. Par exemple, en provoquant dans la rivière Keogh, en Colombie-Britannique, une élévation des concentrations moyennes estivales d'azote de 25 µg/L à 30-100 µg/L et de phosphore de <1 µg/L à 10-15 µg/L, l'ajout d'éléments nutritifs a causé une

augmentation de cinq à dix fois de la biomasse du périphyton et une augmentation du poids des alevins de saumon de 1,4 à 2,0 fois (Johnston et al. 1990). Dans le lac Kootenay, en Colombie-Britannique, l'ajout pendant cinq ans d'azote et de phosphore à raison de 206 tonnes/an et de 47 tonnes/an, respectivement, a causé une augmentation des densités du zooplancton et, en conséquence, de la taille et de la fécondité des saumons rouges reproducteurs (Ashley et al. 1997). De façon globale, l'ajout d'éléments nutritifs dans divers lacs et cours d'eau de la Colombie-Britannique a contribué à revitaliser la pêche au saumon en Colombie-Britannique en stimulant la prolifération des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton et, ce faisant, en augmentant de 60% le poids des saumoneaux (Stockner et MacIsaac 1996).

3.5 Pratiques de gestion forestière

Les forêts, en particulier celles qui couvrent des terrains à forte pente et qui subissent l'influence de précipitations abondantes, contribuent de façon importante à l'apport d'eau dans les cours d'eau et les lacs. Les forêts jouent un rôle important dans le recyclage de grandes quantités d'azote et d'autres éléments nutritifs et réduisent ainsi considérablement les pertes dans les eaux de surface. Des données amassées dans le cadre d'études de petits bassins hydrographiques et de programmes de surveillance à plus grande échelle ont révélé que l'eau des cours d'eau drainant des forêts non perturbées est généralement de bonne qualité et contient peu d'éléments nutritifs dissous et de sédiments en suspension. Les pratiques de gestion forestière qui perturbent le cycle des éléments nutritifs entre le sol et les arbres peuvent provoquer une hausse des teneurs de l'eau des cours d'eau en azote dissous, en cations de base et, dans une moindre mesure, en phosphore. Toutefois, les pertes d'éléments nutritifs dans les cours d'eau dues aux pratiques de gestion forestière ont été évaluées seulement en quelques endroits au Canada. L'évaluation des effets de ces pratiques sur la quantité et la qualité de l'eau est par conséquent difficile et souvent confondue par divers facteurs comme la diversité du climat, du relief et de la végétation entre les régions.

Exploitation

L'aménagement des bassins hydrographiques boisés peut avoir des effets considérables sur la qualité de l'eau des cours d'eau et des lacs, en particulier sur les paramètres physiques. Les sédiments provenant des chemins d'exploitation forestière, des pistes de débardage et des chantiers de façonnage et l'érosion du sol en terrain accidenté contribuent à accroître les concentrations de sédiments en suspension (y compris des formes particulières d'azote et de phosphore) dans les cours d'eau. En période de débit de crue, la concentration de solides en suspension dans les cours d'eau traversant des bassins hydrographiques ayant récemment fait l'objet d'une coupe à blanc peut s'élever considérablement par rapport aux périodes de débit normal. Par exemple, les charges de sédiments charriées par des cours d'eau traversant une forêt côtière de la Colombie-Britannique ont décuplé par suite de l'augmentation de l'érosion des berges de ces cours d'eau après une coupe à blanc. Les effets varient selon le type de sol, la pente, le climat et l'ampleur des activités de gestion forestière. Le risque de dégradation de la qualité de l'eau augmente lorsque l'application des pratiques de gestion forestière est déficiente.

Il a été démontré que les coupes à blanc entraînent une augmentation des concentrations d'éléments nutritifs dissous (dont le nitrate). Le déboisement accroît le lessivage des éléments nutritifs, ces derniers n'étant plus assimilés par les arbres pendant un certain temps. Les effets d'une coupe à blanc sur les concentrations de nitrate dans les cours d'eau de premier ordre drainant de petits bassins

Tableau 3.16. Effet de l'exploitation sur les concentrations d'azote et de phosphore dans les ruisseaux⁺.

Province	NO ₃ - N (mg/L)		PO ₄ - P (µg/L)		Traitement	Référence
	Ruisseau témoin	Ruisseau traité	Ruisseau témoin	Ruisseau traité		
N.-B.	0,12	0,60	--	--	Coupe à blanc 100%	Krause (1982)
Ont.	0,03	0,02	10,0	20,0	Coupe à blanc 100%	Nicolson et al. (1982)
Ont.	0,11	0,08	10,8	9,0	Coupe à blanc 75%	Nicolson (1988)
C.-B.	0,04	0,50	--	--	Coupe à blanc 100%	Feller et Kimmins (1984)
C.-B.	0,003	0,006	0,08	0,07	Coupe à blanc 100%	Scrivener (1987)

⁺ Concentration annuelle moyenne maximale au cours de la période suivant le traitement.

hydrographiques boisés non perturbés ont été étudiés de façon approfondie dans le bassin du ruisseau Hubbard (New Hampshire, États-Unis) (parcelle témoin: 0,2 mg de NO₃⁻/L; parcelle ayant fait l'objet d'une coupe à blanc: 3,9 mg de NO₃⁻/L, Hornbeck et al. 1987; parcelle témoin: < 1 mg/L de NO₃⁻, parcelle ayant fait l'objet d'une coupe par bandes: 9 mg/L de NO₃⁻, parcelle ayant fait l'objet d'une coupe à blanc: 30 mg/L de NO₃⁻ un an après la coupe, Martin et al. 2000). Au Canada, des hausses des concentrations de nitrate dans les cours d'eau ont également été observées après une coupe à blanc dans certains des bassins hydrographiques étudiés, mais pas dans tous (tableau 3.16). Les augmentations des concentrations de nitrate relevées étaient toutefois passablement faibles en comparaison des hausses observées dans le bassin du ruisseau Hubbard. Les quelques chercheurs qui ont étudié les fluctuations des concentrations de phosphate dissous ont constaté qu'en règle générale, ces concentrations sont demeurées stables après le déboisement ou ont augmenté durant de brèves périodes. Par exemple, trois lacs du nord de l'Ontario, dans l'écozone du Bouclier boréal, ont présenté peu de changements dans la qualité de l'eau au cours des trois années qui ont suivi une coupe expérimentale de 45 à 75 % de la superficie boisée de leurs bassins (Steedman 2000). Une étude récente de cours d'eau du Bouclier boréal au Québec fait exception à cet égard, car elle n'a pas permis de relever d'augmentation de l'exportation de nitrate à partir de cours d'eau baignant des bassins soumis à une exploitation forestière par rapport aux bassins de référence; ses auteurs ont cependant observé le doublement des exportations de phosphore total et d'azote total durant l'année qui a suivi les coupes (Lamontagne et al. 2000). Même si l'exportation de ces éléments nutritifs à partir des cours d'eau étudiés a diminué au cours des années suivantes, celle-ci est quand même demeurée supérieure à partir des bassins soumis à une exploitation forestière par rapport aux bassins de référence deux (phosphore total) ou trois (azote total) ans après les coupes. Les effets des coupes à blanc sur les concentrations d'éléments nutritifs sont amplifiés par une augmentation de la production d'eau. Par exemple, dans le nord-ouest de l'Ontario, le lessivage du phosphore (dissous et en suspension) dans un bassin couvert par un peuplement de pin gris et d'épinette noire est passé de 0,07 à 0,22 kg/ha/an immédiatement après une coupe à blanc (Nicolson et al. 1982).

Le calcul des bilans massiques permet également d'évaluer les effets de l'exploitation forestière sur la rétention des éléments nutritifs par un peuplement ou un bassin hydrographique. Des bilans d'éléments nutritifs ont été calculés seulement pour quelques forêts (p. ex. tableau 3.17). Des évaluations des quantités d'éléments nutritifs éliminées par l'exploitation des ressources et le lessivage

Tableau 3.17. Bilan des éléments nutritifs dans une forêt coniférienne et une forêt décidue de l'Ontario. Sources des données: Mahendrappa et al. 1986; N. Foster, Ressources naturelles Canada, données inédites.

Type de forêt	Éléments nutritifs (kg/ha/an)	
	Azote	Phosphore
Forêt coniférienne boréale (pins gris parvenus à maturité croissant dans un sol podzolique)		
Apports		
Précipitations	3,0	0,5
Dépôts secs	0,7	0,1
Fixation de l'azote atmosphérique	0,02	--
Pertes		
Récolte des fûts	1,3	0,1
Récolte des cimes	1,5	0,15
Écoulement fluvial	0,1	0,01
Gains/Pertes	+0,8	+0,3
Forêt de décidus tolérants de la zone tempérée (érables à sucre parvenus à maturité croissant dans un sol podzolique)		
Apports		
Précipitations	8,7	0,3
Dépôts secs	2,2	0,1
Fixation de l'azote atmosphérique	0,3	--
Pertes		
Récolte des fûts	1,8	0,1
Récolte des cimes	1,9	0,1
Écoulement fluvial	3,7	0,02
Gains/Pertes	+3,8	+0,2

du sol après la récolte dans un peuplement coniférien peu fertile et dans un peuplement décidu modérément fertile donnent à croire qu'à long terme, l'exploitation par coupe à blanc engendre seulement de faibles gains nets ou pertes nettes à partir des réserves d'éléments nutritifs du sol, à l'exception de l'azote dans la forêt de décidus tolérants. En conséquence, l'impact global d'une coupe à blanc, considéré dans la perspective d'une rotation de 60 à 100 années, se limitera généralement à de faibles augmentations ou réductions des apports d'éléments nutritifs dans les cours d'eau. Par exemple, une étude paléolimnologique de la composition du phytoplancton n'a pas révélé de signes d'eutrophisation à partir du début des opérations de coupe du bois, dans les années 1870 à 1890 environ, dans le bassin d'un lac du nord du Michigan (Scully et al. 2000). Toutefois, à court terme (c.-à-d. dans les quelques années suivant les coupes), des apports d'éléments nutritifs faibles en comparaison peuvent affecter les lacs, en particulier ceux ayant une faible teneur naturelle en éléments nutritifs. Ainsi, au cours des trois années suivant l'exploitation forestière, les concentrations de phosphore total et d'azote organique total étaient beaucoup plus élevées dans les lacs du Bouclier boréal au Québec que dans les lacs dont le bassin n'a pas été perturbé (Carignan et al. 2000). Dans les lacs dont le bassin a été soumis à l'exploitation forestière, on a observé une forte augmentation de la quantité de phytoplancton durant la première année suivant les coupes, augmentation qui aurait probablement été encore plus grande si l'accroissement des apports de carbone organique dissous colorant l'eau n'avait pas réduit la pénétration de la lumière (Planas et al. 2000).

Les effets de l'exploitation forestière sur les concentrations de solides dissous (y compris l'azote et le phosphore) dépendent de l'intensité de la récolte, du couvert forestier, du type de sol et de la pente du terrain considéré. Les effets varient également selon le niveau de protection fourni durant la perturbation (bandes riveraines et bandes tampons). Les hausses des concentrations de nitrate

dépendent des retombées atmosphériques d'azote, de l'intensité des processus de nitrification dans le sol et de la demande en azote des plantes en régénération et des organismes vivant dans les cours d'eau. Le redressement de la qualité de l'eau est fortement lié à la vitesse à laquelle le couvert végétal se rétablit.

Préparation des sites et brûlage des rémanents

Après la coupe, les parcelles exploitées font souvent l'objet de travaux de préparation visant à recréer des conditions environnementales favorisant l'établissement et la croissance des semis plantés. L'exposition du sol minéral causée par les travaux de préparation peut contribuer à accroître le ruissellement en surface et l'émigration hors du site des éléments nutritifs sous une forme dissoute ou liée aux sédiments. L'élimination complète ou l'andainage des rémanents et l'élimination des couches organiques du tapis forestier engendrent souvent les pertes les plus lourdes. Les pertes résultant du lessivage des éléments nutritifs vers les eaux de surface après la préparation du site n'ont pas encore été quantifiées.

En Colombie-Britannique, l'augmentation des concentrations de nitrate observée dans les cours d'eau de premier ordre à la suite du brûlage des rémanents s'est révélée nettement supérieure à celle enregistrée après la coupe à blanc (Feller et Kimmins 1984). Les cendres ont fait augmenter le pH des sols forestiers très acides, accélérant du même coup les processus de nitrification dans le sol. Le lessivage des cendres dans les cours d'eau a également déjà été observé après des incendies de forêt. Toutefois, dans tous les cas, les plus fortes concentrations de nitrate mesurées étaient encore largement inférieures aux valeurs limites établies pour l'eau potable.

Fertilisation

Dans la plupart des régions du Canada, on n'applique pas d'engrais azotés et phosphorés dans les forêts naturelles et les plantations, cette pratique étant jugée trop onéreuse. Toutefois, en Colombie-Britannique, des applications limitées ont été réalisées dans des forêts de conifères établies sur des terres publiques (figure 3.11) et privées, tant le long des côtes qu'à l'intérieur des terres, en vue d'accroître le rendement de sites jugés modérément à très productifs. L'azote est appliqué à raison de 150 à 250 kg/ha, mais rarement plus d'une fois durant une rotation. En 1994-1995, environ 6 800 ha ont fait l'objet d'une fertilisation azotée à une dose moyenne de 200 kg/ha. En d'autres mots, 1 400 tonnes d'azote ont été appliquées sous forme d'engrais dans les forêts de la Colombie-Britannique. Dans un résumé d'expériences de fertilisation réalisées dans les nord-ouest des États-Unis, Binkley et Brown (1993) ont conclu que l'application d'engrais azotés dans les forêts ne provoque pas de hausse excessive des concentrations de nitrate dans les cours d'eau. Deux études réalisées en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick ont cependant démontré le contraire, l'application d'azote entraînant des augmentations substantielles mais de courte durée des concentrations de nitrate dans les cours d'eau presque jusqu'aux valeurs jugées nocives pour les humains. Dans le cadre de ces études, rien n'a été tenté pour prévenir le plus possible l'application d'azote au-dessus des cours d'eau. En conséquence, les augmentations initiales des concentrations d'azote résultaient de l'interception par les cours d'eau de l'azote appliqué par voie aérienne. Même dans le cas où des augmentations significatives des concentrations d'azote inorganique ont été observées dans les cours d'eau (tableau 3.16) et les sols au cours de l'année suivant l'application, les conditions sont rapidement revenues à la normale par la suite (Jewett et al. 1995). Dans le cadre d'une autre étude, jusqu'à 90% de l'azote appliqué dans une pinède boréale sous forme d'urée a été retenu par la végétation et le sol ou s'est volatilisé à partir de la surface du sol (Morrison et Foster 1977).

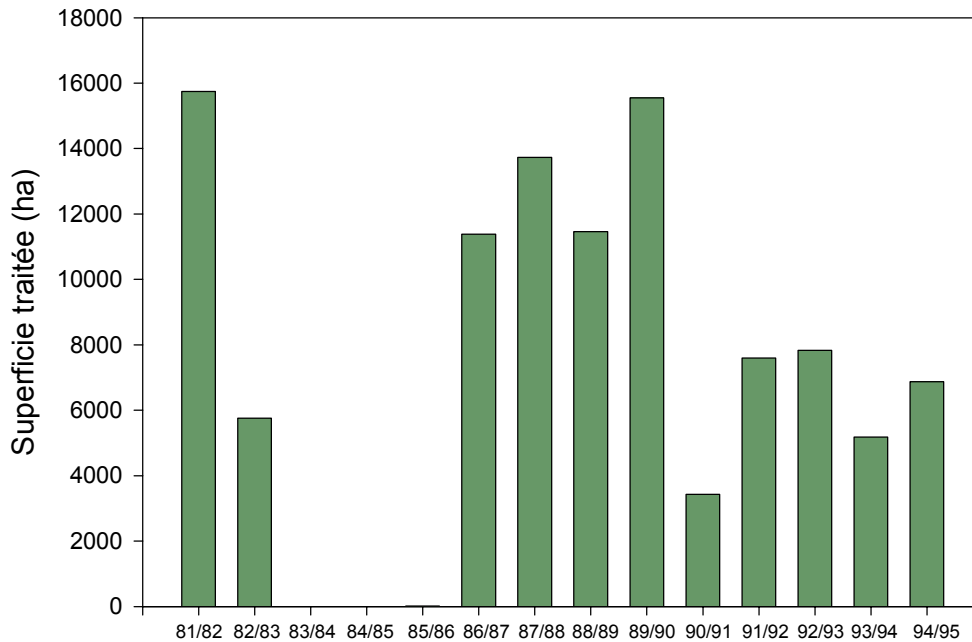


Figure 3.11. Superficie des terres publiques en Colombie-Britannique ayant fait l'objet d'une fertilisation azotée entre 1981 et 1995. (Source des données: BCF 1997).

En bref, les quelques études consacrées aux effets de la fertilisation des forêts indiquent que les pertes d'éléments nutritifs induites par les pratiques de gestion forestière sont faibles en comparaison des pertes associées à la récolte de la biomasse ou aux fumées produites par le brûlage des résidus. Toutefois, compte tenu du peu d'informations disponibles sur le lessivage des éléments nutritifs dans les forêts canadiennes, il est impossible d'inférer quoi que ce soit au sujet des pertes d'éléments nutritifs engendrées par les pratiques de gestion forestière. Il faudra mener d'autres recherches afin de quantifier les pertes d'éléments nutritifs à partir de systèmes terrestres dans les eaux souterraines et de surface à la suite d'opérations de coupe de bois dans les diverses écozones boisées du Canada.

3.6 Transport des polluants et retombées atmosphériques

Avant de se déposer sur la surface de la Terre, les polluants atmosphériques peuvent être transportés par les vents et les courants aériens planétaires sur des distances variant entre quelques dizaines de mètres à des milliers de kilomètres à partir de leur point de rejet. Les retombées ou dépôts atmosphériques désignent les substances chimiques qui se déposent par voie humide ou sèche de l'atmosphère à la surface de la Terre sous l'influence de processus physiques. Le dépôt humide consiste en l'élimination de substances chimiques atmosphériques par les précipitations (pluie, neige ou brouillard). Les formes d'éléments nutritifs fréquemment rencontrées dans les dépôts humides sont l'ammonium, le nitrate et le phosphate, de même que l'azote et le phosphore organiques. Le dépôt sec désigne tout processus dans lequel les précipitations n'interviennent pas, comme la sédimentation des particules de poussière ou de sol ou l'incorporation des composés gazeux dans les plantes ou l'eau. Les turbulences qui se produisent dans la couche limite, la nature chimique et physique des espèces qui se déposent et la capacité de la surface de capturer ou d'absorber les gaz et les particules

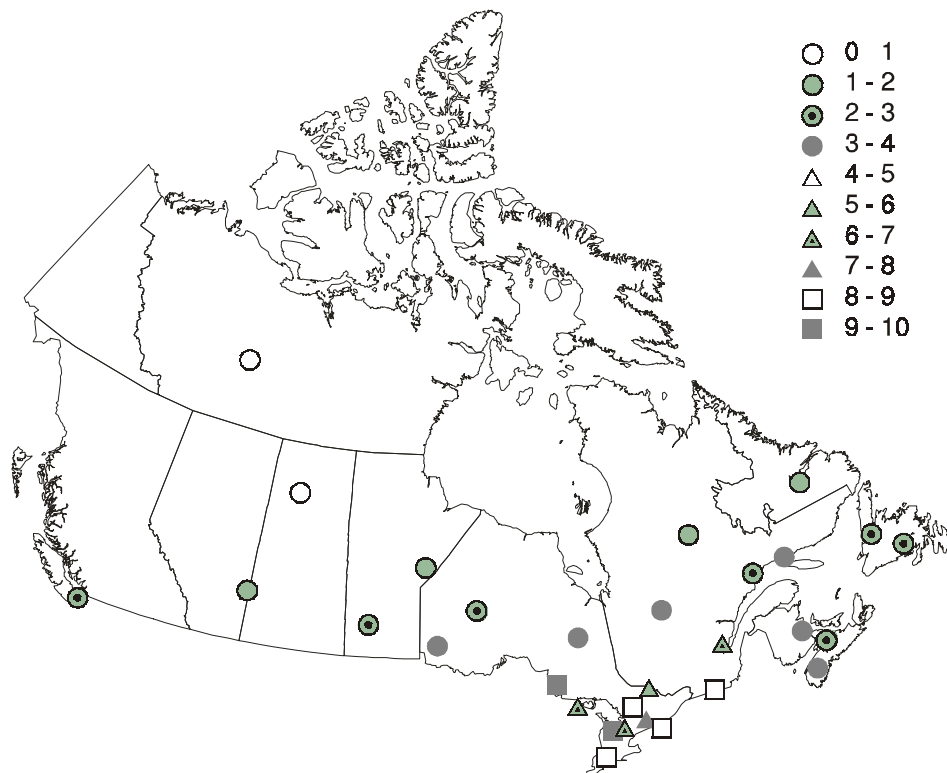


Figure 3.12. Carte illustrant la répartition des dépôts humides (kg d'azote/ha/yr) de nitrate et d'ammonium mesurés par le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air dans trente régions du Canada au cours de la période 1984-1994 (Ro et al. 1998).

régissent les dépôts secs. L'azote et le phosphore peuvent se lier ou s'incorporer à des particules (p. ex. particules de sol érodé ou particules libérées par des processus industriels) qui entrent dans l'atmosphère pour ensuite être dispersés, transportés et ensuite déposés. Le rôle des retombées humides comme source d'azote et de phosphore atmosphériques a été plus étudié que celui des retombées sèches, peut-être parce que les effets des turbulences sur les petites particules compliquent l'estimation des retombées sèches.

Depuis 1977, Environnement Canada et la plupart des provinces canadiennes surveillent les précipitations afin de déterminer le volume des dépôts humides de substances apparentées aux acides, couramment appelés pluies ou précipitations acides (SEA-EC 1997). Le nitrate et le sulfate sont les principaux constituants des précipitations acides (SEA-EC 1997). Le nitrate dans l'atmosphère résulte de l'oxydation des oxydes d'azote en acide nitrique. Les principales sources naturelles d'oxydes d'azote sont l'activité bactérienne, les incendies de forêt et la foudre. Les procédés de combustion industriels contribuent à accroître considérablement l'abondance des oxydes d'azote en causant l'oxydation de l'azote gazeux atmosphérique (N_2). Des fuites d'ammoniac peuvent survenir lors d'accidents impliquant des véhicules de transport ou de bris de conduites d'unités réfrigérantes, à proximité de sources de production d'ammoniac anhydre et dans les régions faisant l'objet d'une gestion intensive du bétail (Van der Eerden 1982; Teshow et Anderson 1989).

Au Canada, des données recueillies au cours des années 1990 révèlent que les retombées atmosphériques transportées sur de grandes distances représentent un apport d'environ 2,5 kg d'azote/ha/an sous la forme de nitrate et d'ammonium (figure 3.12). Cette valeur est cinq fois plus élevée que la valeur de 0,5 kg/ha/an enregistrée avant l'essor industriel. L'augmentation des dépôts

Tableau 3.18. Précipitations annuelles, concentrations moyennes pondérées (mg/L) et charges (kg/ha/an) de nitrate et d'ammonium dans les dépôts humides dans diverses régions du Canada en 1996 (Source des données: Ro et al. 1998)

VILLE	Précipitations totales (cm)	Nitrate-N mg/L	Nitrate-N kg/ha/an	Ammonium-N mg/L	Ammonium-N kg/ha/an
Snare Rapids, T. N.-O.	38,92	0,063	0,25	0,078	0,31
Saturna, C.-B.	105,48	0,185	1,95	0,099	1,05
Esther, Alb.	33,29	0,215	0,71	0,266	0,88
Point du Bois, Man.	46,36	0,021	1,20	0,119	2,13
Island Lake, Man.	48,44	0,014	0,73	0,046	0,93
Région des lacs expérimentaux, Ont.	101,41	0,201	2,04	0,245	2,49
Warsaw Caves, Ont.	108,74	0,468	5,09	0,312	3,39
Chalk River, Ont.	93,90	0,404	3,80	0,290	2,72
Mingan, Qc	127,22	0,122	1,55	0,059	0,75
Montmorency, Qc	163,35	0,221	3,62	0,131	2,14
Harcourt, N.-B.	129,71	0,158	2,05	0,087	1,13
Kejimkujik, N.-É.	162,14	0,151	2,45	0,071	1,15
Bay d'Espoir, T.-N.	154,47	0,077	1,19	0,043	0,66
Goose Bay, T.-N.	112,15	0,066	0,73	0,039	0,44

humides de nitrate et d'ammonium enregistrée au cours des dernières années, tant en valeur absolue qu'en relation avec le sulfate, constitue une source de préoccupation importante, en particulier dans l'est du Canada (Grennfelt et Hultberg 1986; Berden et Nilsson 1996; SEA-EC 1997). Les dépôts humides d'azote sont considérablement plus élevés dans l'est du Canada que dans l'ouest. En effet, les moyennes établies sur une période de dix ans (calculées à l'aide d'une méthode de krigeage permettant d'estimer une moyenne spatiale) s'élèvent à 3,44 kg d'azote/ha/an à l'est de la frontière Manitoba-Ontario (C-U. Ro, Environnement Canada, comm. pers.), alors qu'elles s'établissent à 0,80 kg/ha/an à l'ouest de cette même frontière. Selon des données les plus récentes se rapportant à 14 régions canadiennes (1996), les dépôts humides varient entre 0,25 et 5,09 kg de nitrate/ha/an et entre 0,31 et 3,39 kg d'ammonium/ha/an (tableau 3.18). Aucune donnée nationale n'est disponible pour les dépôts secs d'azote, même si ceux-ci sont considérés comme potentiellement très importants. Dans le sud de l'Ontario, l'ensemble des retombées atmosphériques d'azote total provenant de régions très éloignées ont été estimées à 18,4 kg/ha, soit 10,4 kg/ha de retombées humides et 8,0 kg/ha de retombées sèches (Barry et al. 1993). Nos estimations des retombées atmosphériques d'azote ne concernent que les retombées humides d'ammonium et de nitrate. Si nous retenons les moyennes de dépôts humides d'azote de 3,44 kg/ha/an et de 0,80 kg/ha/an établies sur une période de dix ans pour les régions situées respectivement à l'est et à l'ouest de la frontière Manitoba-Ontario, les retombées atmosphériques d'ammonium et de nitrate représentent au Canada un apport annuel estimé de 182 000 tonnes dans les eaux douces (106 223 600 ha), de 43 000 tonnes dans les terres cultivables (34 918 733 ha), de 117 000 tonnes dans les terres agricoles non mises en culture (31 064 291 ha) et de 1 378 000 tonnes dans les terres non agricoles (835 983 249 ha).

Contrairement à l'azote, le phosphore n'existe pas sous une forme gazeuse. Le phosphore atmosphérique se présente plutôt sous la forme de particules (poussières et débris organiques) et de phosphate soluble dans l'eau (PO_4^{3-}). Les sources naturelles de phosphore atmosphérique incluent les matières terrestres en suspension dans l'air, la poussière volcanique et les particules de météorites. Les sources anthropiques englobent les rejets liés aux épandages d'engrais ainsi que les sources

Tableau 3.19. Dépôts annuels totaux (humides et secs) (kg/ha/an) de phosphore total dans diverses régions du Canada.

Région	Phosphore total (kg/ha/an)	Références
Arctique (île Cornwallis)	0,05	Schindler et al. 1974
Saqvaqujac, T.-N.-O.	0,01	Welch et Legault 1986
Centre de l'Alberta	0,20	Shaw et al. 1989
Nord-ouest de l'Ontario	0,33	Schindler et al. 1976
Centre de l'Ontario	0,25 (dépôts humides)	Linsey et al. 1987
	0,42 (dépôts totaux)	Scheider et al. 1979
	0,17 (dépôts humides)	Scheider et al. 1979
	0,39	Jeffries et al. 1978
	0,37	Gomolka 1975
Est de l'Ontario	0,74	Nicholls et Cox 1978
	0,30	Schindler et Nighswander 1970

industrielles de produits phosphorés (p. ex. production d'engrais, transformation du phosphate de calcium minéral et production de phosphore élémentaire). La charge de phosphore atmosphérique ne fait pas l'objet d'une surveillance régulière. Les quelques évaluations canadiennes ont été effectuées dans le cadre de projets plus vastes visant à calculer un bilan du phosphore détaillé pour des lacs choisis. Ces évaluations ont révélé que la charge de phosphore atmosphérique au Canada (dépôts humides et secs) a varié entre 0,01 et 0,74 kg/ha/an (tableau 3.19). Les retombées sèches de phosphore total représentaient entre 34 et 65% de cette charge en Alberta et dans le centre-sud de l'Ontario (Shaw et al. 1989; Scheider et al. 1979). Typiquement, les dépôts atmosphériques ne représentent que 1 à 6% du bilan de phosphore total dans les lacs canadiens (Peters 1973; Ahi 1988). Toutefois, dans les lacs du nord-ouest de l'Ontario présentant de très faibles concentrations d'éléments nutritifs, la contribution des précipitations à l'apport de phosphore peut s'élever jusqu'à 80% (Barica et Armstrong 1971).

3.7 Conclusion

Ce chapitre fournit des renseignements sur les charges d'azote et de phosphore dans l'eau, le sol et l'air du Canada provenant de sources domestiques, industrielles, agricoles, aquacoles et atmosphériques. Les estimations qui y sont présentées ont été calculées selon diverses approches. Dans le cas des eaux usées municipales, des rejets provenant des fosses septiques et des pertes par les exploitations aquacoles d'éléments nutritifs dans les eaux de surface, de la production de fumier par le bétail et de l'assimilation des éléments nutritifs par les plantes cultivées, nous avons multiplié les données de recensement (nombres d'habitants et nombres d'animaux d'élevage; production de plantes cultivées et de poissons) par des coefficients moyens pour l'émission d'éléments nutritifs (dans le cas des humains, du bétail et des poissons) ou la teneur en éléments nutritifs (dans le cas des plantes cultivées). Les estimations des émissions d'azote d'origine industrielle et agricole dans l'atmosphère (Environnement Canada 1997a; Monteverde et al. 1997, Vézina 1997, Desjardins et Keng 1999, Environnement Canada 1999a, Desjardins et Reznek 2000) et de la production domestique de compost (CCC 1998) ont été calculées selon une approche similaire par l'organisme communiquant les renseignements. Dans le cas des charges industrielles dans l'eau et de l'utilisation d'engrais, les valeurs communiquées sont des valeurs mesurées. Les estimations des retombées atmosphériques de nitrate et d'ammonium sont fondées sur des moyennes régionales pondérées établies à partir de valeurs mesurées par l'organisme communiquant les informations (Ro et al. 1998).

Toutes les estimations sont fondées sur des données amassées au cours du milieu des années 1990, à l'exception des estimations des quantités de biosolides appliquées sur les terres agricoles. Dans ce cas précis, les estimations nationales les plus récentes datent du milieu des années 1980 (OCDE 1995). L'utilisation de facteurs d'émission moyens et de données du recensement pour estimer les charges d'éléments nutritifs dans l'eau, le sol et l'air ne rend pas compte de la variabilité des données par rapport à leur valeur moyenne (p. ex. variabilité associée aux fluctuations spatio-temporelles des charges de polluants), et cette variabilité peut être importante. Toutefois, cette façon de faire demeure pour l'instant la meilleure approche (et la plus couramment utilisée) pour estimer les charges de polluants aux échelles régionale et nationale. Ces estimations nous permettent de comparer l'ampleur des charges d'azote et de phosphore provenant de divers secteurs dans l'eau, le sol et l'air du Canada.

Rejets dans les eaux de surface et les eaux souterraines

Les eaux usées domestiques constituent la plus importante source ponctuelle d'azote et de phosphore dans l'environnement au Canada. Les quantités de phosphore total et d'azote total rejetées par les IMTEU dans les lacs, les cours d'eau et les eaux côtières du Canada sont estimées à 5 600 tonnes et à 80 000 tonnes, respectivement (tableau 3.20). Ces rejets se sont produits même si, en 1996, 73% des Canadiens ont rejeté leurs eaux usées dans un réseau d'égouts municipal et 94% des eaux usées recueillies par les égouts ont fait l'objet d'un traitement primaire ou secondaire. La majeure partie de l'azote et du phosphore présents dans les eaux usées domestiques provient des déchets humains (urine et fèces) et se présente sous des formes immédiatement assimilables par les plantes. En plus des quantités présentes dans les eaux usées domestiques recueillies par les égouts, 1 900 tonnes de phosphore et 15 000 tonnes d'azote sont rejetées par les fosses septiques et finissent par atteindre les eaux souterraines. Les trop-pleins d'égouts pluviaux et d'égouts unitaires représentent un apport additionnel d'environ 2 300 tonnes de phosphore et de 11 800 tonnes d'azote dans les eaux de surface. Ces éléments nutritifs se présentent dans une large mesure sous des formes particulières et ne sont donc pas immédiatement assimilables par les plantes. Enfin, l'ampleur des pertes dues au lessivage à partir des sites d'enfouissement municipaux demeure à évaluer à l'échelle nationale.

Les rejets des eaux usées industrielles représentent des apports additionnels d'au moins 2 000 tonnes de phosphore total et de 11 800 tonnes d'azote (sous forme de nitrate et d'ammoniac) dans les eaux de surface du Canada (tableau 3.20). Ces apports sont certainement plus élevés, puisque nos estimations ne tiennent pas compte des quantités émises par les industries du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard, ainsi que par celles du Québec qui ne rejettent pas leurs eaux usées dans le bassin du Saint-Laurent, ces données étant non disponibles. Il convient également de noter que la fraction des industries faisant l'objet d'une surveillance varie d'une province et d'un territoire à l'autre, et que les rejets d'azote ne sont pas exprimés sous la forme de rejets d'azote total, mais bien d'ammoniac et de nitrate. Enfin, l'ampleur des pertes dues au lessivage à partir des sites d'enfouissement industriels demeure également à évaluer à l'échelle nationale.

En 1996, environ 56 000 tonnes de phosphore et 294 000 tonnes d'azote sont demeurées dans les champs après les récoltes (voir les détails au tableau 3.20). Les proportions ces apports résiduels de phosphore et d'azote qui finissent par atteindre les eaux de surface et les eaux souterraines n'ont pas encore été évaluées à l'échelle nationale. Une évaluation récente des pertes d'azote en provenance des terres agricoles montrant un excédent d'eau laisse entrevoir que 17% des terres cultivables de l'Ontario, 6% de celles du Québec et 3% de celles des provinces atlantiques produiront des eaux de

Tableau 3.20. Comparaison de la contribution de diverses sources aux charges de phosphore et d'azote dans les eaux de surface et les eaux souterraines au Canada, en 1996. Les charges d'azote d'origine industrielle correspondent aux charges de $\text{NO}_3 + \text{NH}_3$ et non les charges d'azote total. Aucune donnée n'est disponible concernant les charges d'origine industrielle au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, à l'Île-du-Prince-Édouard et au Québec qui ne rejettent pas leurs effluents dans le Saint-Laurent. Les charges agricoles résiduelles correspondent à l'écart entre les quantités d'azote et de phosphore disponibles pour les cultures sur pied et les quantités éliminées lors des récoltes (voir le tableau 3.22 pour les calculs détaillés de ces charges). On ignore quelle proportion des charges résiduelles finit par atteindre les eaux de surface ou les eaux souterraines.

Source	Phosphore total (10^3 tonnes/an)						
	Provinces atlantiques	Québec	Ontario	Prairies	Colombie-Britannique	Territoires	Canada
Municipalités							
IMTEU ¹	0,9	2,1	1,0	0,6	1,0	0,01	5,6
Égouts							2,3
Fosses septiques	0,3	0,5	0,6	0,3	0,2	0,01	1,9
Industries	0 ²	0,01 ³	1,0	0,4	0,7	0	2,0
Agriculture (charge résiduelle dans les champs après les récoltes)	10	29	18	-19	13	Sans objet	56
Aquaculture	0,2	0,01	0,04	0,01	0,2	Sans objet	0,5
Retombées atmosphériques dans l'eau							Sans objet
Source	Azote total (10^3 tonnes/an)						
	Provinces atlantiques	Québec	Ontario	Prairies	Colombie-Britannique	Territoires	Canada
Municipalités							
IMTEU ¹	4,6	19,9	31,7	13,2	10,6	0,3	80,3
Égouts							11,8
Fosses septiques	2,2	3,7	5,0	2,6	1,9	0,05	15,4
Industries	0,1 ²	0,3 ³	9,9	0,6	0,9	0	11,8
Agriculture (charge résiduelle dans les champs après les récoltes)	18	46	14	188	29	Sans objet	293
Aquaculture	0,8	0,04	0,2	0,04	1,2	Sans objet	2,3
Retombées atmosphériques dans l'eau (NO_3^- N et NH_4^+ -N seulement)	11,9	60,7	54,4	13,9	1,6	39,9	182

¹IMTEU, installations municipales de traitement des eaux usées

²Données de Terre-Neuve seulement.

³Données concernant uniquement les industries rejetant leurs effluents dans le Saint-Laurent.

Tableau 3.21. Contribution relative de diverses sources anthropiques à la charge d'azote dans l'atmosphère au Canada. Les données sont des estimations de 1985, sauf indication contraire. Sources des données: charges de N₂O: Environnement Canada 1997a, sauf les données se rattachant à l'agriculture, qui sont tirées de Desjardins et Keng 1999; charges de NO_x: Environnement Canada 1999a; charges d'ammoniac d'origine industrielle: Environnement Canada 1999b; d'autres charges d'ammoniac: Vézina 1997.

Source	N ₂ O (10 ³ t N/an)	NO _x (10 ³ t N/an)	NH ₃ (10 ³ t N/an)
Émissions industrielles	27	275	27
Combustion des carburants de transport	31	393	4
Émissions agricoles ¹	38 ²	s/o ³	570
Autres	2	82	19
Total des sources anthropiques canadiennes	98	750	623

¹ N'inclut ni la combustion de carburants ni le brûlage de la biomasse.

² Données de 1996.

³ Potentiellement aussi importantes que les émissions industrielles (Janzen et al. 1998); émissions agricoles non comprises dans le total.

ruissellement ou des eaux d'infiltration contenant plus de 14 mg d'azote/L (Macdonald 2000b). En Colombie-Britannique, où 5% des terres agricoles montrent un excédent d'eau, cette proportion pourrait atteindre 69%.

L'aquaculture est une source modeste mais croissante d'éléments nutritifs dans les eaux canadiennes. Les rejets d'éléments nutritifs des exploitations aquacoles résultent de l'excrétion de déchets dissous ou solides par les poissons et de la décomposition de la nourriture excédentaire. Les exploitations aquacoles canadiennes rejettent environ 500 tonnes de phosphore et 2 300 tonnes d'azote dans les eaux côtières et les eaux intérieures (tableau 3.20).

Les pratiques de gestion forestière qui perturbent le cycle des éléments nutritifs entre le sol et les arbres (p. ex. récolte du bois, préparation des sites et brûlage des rémanents et fertilisation) peuvent contribuer à accroître les concentrations d'azote et, dans une moindre mesure, de phosphore dans les cours d'eau. Toutefois, comme les effets induits par ces pratiques ont été étudiés seulement dans quelques sites au Canada, il est impossible de décrire l'évolution des charges d'éléments nutritifs engendrée par les pratiques de gestion forestière dans la plupart des régions du pays.

Émissions et retombées atmosphériques

Au moins 1 400 000 tonnes d'azote sont émises chaque année dans l'atmosphère par des sources anthropiques canadiennes (tableau 3.21). Les activités agricoles, en particulier le rejet d'ammoniac associé à la manipulation et à l'épandage de fumier et d'engrais, constituent la principale source anthropique d'émissions d'azote. Les rejets d'oxyde nitreux (N₂O) sont répartis presque également entre les industries, le secteur des transports et le secteur agricole. Les principales sources d'émissions de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote (NO_x) étaient les industries et le secteur des transports. L'ampleur des émissions de NO_x produites par le secteur agricole demeure à évaluer, mais on estime qu'elle se compare à celle des émissions industrielles (Janzen et al. 1998). Il n'existe actuellement aucune donnée fiable sur les émissions atmosphériques de phosphore.

Tableau 3.22. Contribution relative de diverses sources anthropiques aux charges d'azote et de phosphore dans les sols canadiens. Les données sur les apports liés aux épandages d'engrais et de fumier et à la fixation de l'azote par les légumineuses datent de 1996. Les données sur l'exploitation forestière s'appliquent à la période 1994-1995. Les données sur les biosolides remontent au début des années 1980, tandis que celles sur le compostage et les retombées atmosphériques datent de 1996 et de 1995, respectivement. Se reporter au texte pour les sources des données et les modalités de calcul. La charge liée aux retombées atmosphériques ne s'applique qu'à l'azote sous forme de NO_3^- -N et de NH_4^+ -N.

Source	Azote total (10^3 t N/an)	Phosphore total (10^3 t P/an)
Apport - terres cultivables		
Engrais	1 576	297
Fumier	384	139
Légumineuses (fixation de l'azote total atmosphérique)	773	
Biosolides	8,4	5,3
Retombées atmosphériques (transportées sur de grandes distances)	43	
Apport total	2 784	442
Pertes liées aux récoltes	2 491	386
Écart	294	56
Apport – terres boisées	1,4	
Compost	3	5,5
Retombées atmosphériques sur les terres non cultivables	1 495	
Enfouissement des déchets		
Biosolides	3,6	2,3
Déchets solides	Sans objet	Sans objet

Une fois que les polluants sont libérés dans l'air, ils peuvent être transportés sur de grandes distances par les vents et les courants aériens planétaires avant de se déposer sur le sol ou à la surface de l'eau. Le nitrate est l'élément nutritif le plus abondant dans les dépôts atmosphériques. Les charges moyennes d'azote résultant du dépôt humide de nitrate et d'ammonium s'élèvent à 3,4 kg/ha/an à l'est de la frontière Manitoba-Ontario, mais à seulement 0,8 kg/ha/an à l'ouest de cette même frontière (figure 3.14). Du fait de la concentration des activités industrielles dans le centre du Canada et le nord-est des États-Unis, les retombées de nitrate et d'ammoniac sont considérablement plus élevées dans l'est que dans l'ouest du pays. Contrairement aux retombées d'azote, les retombées de phosphore ne font pas l'objet d'une surveillance régulière. D'après les quelques évaluations conduites à ce jour, les apports de phosphore associés aux retombées humides et sèches varieraient entre 0,01 et 0,7 kg/ha/an.

Ajouts aux sols

Les éléments nutritifs présents dans les engrais et le fumier appliqués sur les terres agricoles jouent un rôle essentiel dans le maintien du rendement des cultures et de la qualité des sols. En 1996, 297 000 tonnes de phosphore et 1 576 000 tonnes d'azote ont été appliquées sur les terres cultivables du Canada (tableau 3.22). Les épandages de fumier représentaient des apports additionnels de 139 000 tonnes de phosphore et de 384 000 tonnes d'azote. Les biosolides (portion des boues d'épuration qui a été stabilisée et qui satisfait aux règlements régissant leur application sur les terres) peuvent également être appliqués sur les terres agricoles. Environ 42% des quelque 500 000 tonnes de boues d'épuration produites annuellement au Canada (données datant du début des années 1980; OCDE 1995) sont appliquées sur les terres agricoles, soit un apport de 8 000 tonnes d'azote et

5 000 tonnes de phosphore. Les retombées humides de nitrate et d'ammonium représentent un apport additionnel de 43 000 tonnes d'azote dans les terres cultivables.

Outre les éléments nutritifs ajoutés délibérément dans les sols sous forme d'engrais commerciaux, de fumier et de biosolides, les déchets rejetés contribuent aux apports d'éléments nutritifs dans l'environnement au Canada. Le volume de déchets solides résidentiels recueillis par les services municipaux en 1992 a été estimé à 10 500 000 millions de tonnes (Environnement Canada 1996c). La majorité des déchets solides résidentiels sont enfouis, et le reste est incinéré, recyclé ou, dans le cas de certains déchets organiques, composté. Le volume de déchets solides produit par les industries canadiennes en 1995 s'élevait à environ 12 millions de tonnes; 78% de ces déchets solides ont été enfouis, 20% ont été recyclés, et le reste a été recyclé (Statistique Canada 1998b). On ignore l'ampleur des rejets d'azote et de phosphore générés par la dégradation des déchets solides.