

5

Impacts sur le milieu biologique

Les inventaires du milieu biologique de même que les impacts du projet et les mesures d'atténuation apparaissent sur les cartes 2-2 et 2-3 à l'annexe E. D'autres cartes et figures sont aussi utilisées pour décrire des composantes du milieu.

5.1 Végétation

5.1.1 Description

La zone d'étude du réservoir Pikauba est incluse dans le sous-domaine de l'est du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc (Jurdant, 1964). Dans cette région, la sapinière à bouleau blanc représente le stade ultime d'évolution de la végétation sur les stations de fertilité moyenne, de bien à modérément drainées.

La végétation présente dans la zone d'étude a largement été modelée par la coupe, les épidémies d'insectes et les feux. La coupe récente (moins de dix ans) et les plantations, faites après coupe, totalisent près de 15 152 ha et occupent plus de 20 % des superficies terrestres totales de la zone d'étude (voir le tableau 5-1 et la carte 2-5 à l'annexe E). Les peuplements mélangés à dominance feuillue et les peuplements feuillus, qui succèdent couramment à la coupe, dominent maintenant le paysage forestier de la zone d'étude. Les sections qui suivent présentent une description des peuplements forestiers de la zone d'étude.

5.1.1.1 Peuplements résineux

Pessière noire

Dans cette forêt, l'épinette noire (*Picea mariana*) domine le recouvrement arborescent. Les éricacées, tels le cassandre caliculé (*Chamaedaphne calyculata*), le kalmia à feuilles étroites (*Kalmia angustifolia*), le rhododendron du Groenland (*Rhododendron groenlandicum*) et l'airelle à feuilles étroites (*Vaccinium angustifolium*), sont omniprésentes et composent une strate arbustive relativement importante. La strate herbacée demeure peu importante. La strate muscinale couvre entièrement le sol, elle se compose principalement de sphaignes (*Sphagnum* sp.), mais aussi d'hypnes (*Pleurozium schreberi* et *Ptilium crista-castrensis*) et de polytrics (*Polytrichum* sp.).

La pessière noire est une forêt climacique qui croît sur les terrasses et dans les vallées sur des dépôts organiques, de sable ou de till imparfaitement drainés. La cartographie de la végétation (voir la carte 2-5 à l'annexe E) inclut dans cette appellation la pessière noire à sapin baumier et la pessière noire à mélèze laricin. Dans la zone d'étude, la pessière noire qui occupe 6 494 ha, soit 9 % des superficies terrestres, est de plus en plus fréquente et répandue au sud du territoire en raison des altitudes supérieures.

Tableau 5-1 – Superficies et proportions relatives des peuplements forestiers et autres éléments terrestres de la zone d'étude

Élément	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
Peuplement résineux	13 556,4	18,5
Pessière noire	6 493,9	8,9
Sapinière	5 890,9	8,0
Pinède grise	7,1	< 0,1
Mélézin	14,5	< 0,1
Peuplement résineux en régénération	1 150,0	1,6
Peuplement mélangé	24 590,9	33,6
à dominance résineuse	4 982,0	6,8
Peuplement d'épinettes noires et feuillus	2 311,4	3,2
Peuplement de résineux et feuillus	311,7	0,4
Peuplement de sapins et feuillus	2 358,8	3,2
à dominance feuillue	10 779,8	14,7
Peuplement de bouleaux blancs et résineux	7 970,4	10,9
Peuplement de bouleaux jaunes et résineux	12,9	< 0,1
Peuplement de peupliers faux-trembles et résineux	433,3	0,6
Peuplement de feuillus et résineux	2 363,3	3,2
Peuplement mélangé en régénération	8 829,1	12,1
Peuplement feuillu	19 041,5	26,0
Bétulaie blanche	10 881,1	14,9
Bétulaie jaune	110,9	0,2
Peupleraie faux-tremble	2 452,5	3,3
Cerisaie de Pennsylvanie	2,3	< 0,1
Peuplement feuillu en régénération	5 594,6	7,6
Autre	16 027,5	21,9
Plantation	3 628,5	5,0
Coupe totale ou épidémie sévère	11 523,4	15,7
Brûlis	13,5	< 0,1
Dénuqué sec	69,2	0,1
Défriché (emprise, route)	647,3	0,9
Autre (construit, gravière)	145,6	0,2
Total	73 216,3	100,0

Sapinière

Le sapin baumier, fréquemment accompagné de l'épinette noire, domine la strate arborescente de cette forêt résineuse dont la strate arbustive est principalement composée de l'érable à épis (*Acer spicatum*). Au sol, les hypnes ont une couverture importante, mais la strate herbacée demeure pauvre, on y retrouve le cornouiller du Canada (*Cornus canadensis*) et la clintonie boréale (*Clintonia borealis*), espèces caractéristiques de la forêt boréale.

La sapinière incluant aussi la sapinière à épinette noire occupe les sommets, versants et bas-versants couverts de dépôts de sable ou de till minces ou profonds modérément drainés. Elle totalise 5 891 ha dans la zone d'étude, soit 8 % des superficies terrestres. Comme la pessière noire, elle est de plus en plus fréquente au sud du territoire.

Pinède grise et mélézin

La pinède grise et le mélézin à épinette noire totalisent respectivement à peine 7 ha et 15 ha dans l'ensemble de la zone d'étude. La pinède grise occupe des terrasses sableuses bien ou modérément drainées. Il s'agit d'une forêt de transition qui apparaît après feu et qui devrait évoluer vers la pessière noire. Pour sa part, le mélézin est une forêt stable qui croît sur des dépôts organiques.

Peuplement résineux en régénération

Les forêts résineuses de moins de 30 ans ont été regroupées sous cette appellation. Il s'agit d'aires de coupe plus ou moins vieilles où la régénération résineuse est importante. Sur les sites mal drainés, l'épinette noire domine la strate arborescente et l'aulne rugueux (*Alnus incana* ssp. *rugosa*) est abondant dans la strate arbustive. Sur les sites mieux drainés, c'est le sapin baumier accompagné de l'épinette noire qui forme l'essentiel de la strate arborescente. À long terme, ces stations devraient évoluer vers la pessière noire ou la sapinière.

Le peuplement résineux en régénération occupe 1 150 ha à l'intérieur de la zone d'étude, soit moins de 2 % des superficies terrestres.

5.1.1.2 Peuplements mélangés

Peuplement mélangé à dominance résineuse

La sapinière à bouleau blanc, peuplement climacique des stations bien à modérément drainées de la région, appartient à ce regroupement. Cette forêt est dominée par le sapin baumier accompagné du bouleau blanc (*Betula papyrifera*). L'érable à épis peut y être abondant dans la strate arbustive qui est aussi composée de jeunes sapins et bouleaux blancs. La strate herbacée est relativement riche, on y retrouve l'aralie à tige nue (*Aralia*

nudicaulis), la clintonie boréale, le cornouiller du Canada, la dryoptère (*Dryopteris carthusiana*), le maïanthème du Canada (*Maianthemum canadense*), l'oxalide de montagne (*Oxalis montana*) et la trientale boréale (*Trientalis borealis*). Les hypnes y constituent une couverture muscinale importante. La sapinière à bouleau blanc occupe les sommets, versants et bas-versants couverts de till modérément drainés. Elle représente une forêt stable qui constitue un stade terminal d'évolution.

La forêt mélangée à dominance résineuse regroupe les peuplements d'épinettes noires et feuillus (bouleau blanc, peuplier faux-tremble, ou les deux), les peuplements de résineux et feuillus ainsi que les peuplements de sapins et feuillus dont la sapinière à bouleau blanc. Cette forêt, distribuée surtout au sud du territoire, totalise 4 892 ha de la zone d'étude, soit près de 7 % des superficies terrestres.

Peuplement mélangé à dominance feuillue

La forêt mélangée à dominance feuillue demeure relativement semblable à la forêt mélangée à dominance résineuse et elle occupe des sites aux conditions similaires. Elle est toutefois généralement issue de coupes ou d'épidémies survenues dans les sapinières. Une essence feuillue, accompagnée de résineux, y domine la couverture arborescente. Il s'agit surtout du bouleau blanc, mais quelquefois du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) ou du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). Cette forêt regroupe les peuplements de bouleaux blancs et résineux, de bouleaux jaunes et résineux, de peupliers faux-trembles et résineux ainsi que de feuillus et résineux. Elle couvre 10 780 ha distribués surtout au centre et au centre-est de la zone d'étude, soit près de 15 % des superficies terrestres.

Peuplement mélangé en régénération

Le peuplement mélangé en régénération comprend toutes les forêts mélangées de moins de 30 ans. Il est issu de coupes et devrait évoluer vers une sapinière à bouleau blanc. Ce peuplement occupe de vastes superficies (8 829 ha ou 12 % des superficies terrestres) principalement au nord de la zone d'étude.

5.1.1.3 Peuplements feuillus

Bétulaie blanche

Cette forêt feuillue est dominée par le bouleau blanc fréquemment accompagné de peuplier faux-tremble. Dans la strate arbustive, on y retrouve parfois beaucoup de jeunes sapins baumiers. La strate herbacée, un peu plus abondante que dans la forêt mélangée, est principalement composée des mêmes espèces, tandis que la strate muscinale est pauvre.

La bétulaie blanche croît surtout sur les sommets et les versants couverts de dépôts minces, bien ou modérément drainés. Il s'agit d'une forêt de transition qui devrait évoluer vers la sapinière à bouleau blanc. Pour les besoins de la cartographie, les bétulaies blanches à peuplier faux-tremble ont aussi été jointes à ce peuplement qui couvre 10 881 ha, principalement au centre et au nord du territoire, soit 15 % des superficies terrestres de la zone d'étude.

Peupleraie faux-tremble

Le peuplier faux-tremble domine la strate arborescente de cette forêt feuillue où l'on remarque aussi la présence du sapin baumier et du bouleau blanc. Dans la strate arbustive, l'érable à épis et le dièreville chèvrefeuille (*Diervilla lonicera*) sont abondants. La strate herbacée demeure semblable à celle de la bétulaie ou du peuplement mélangé, mais elle est plus diversifiée ; s'y ajoutent la ronce pubescente (*Rubus pubescens*) et des fougères (*Athyrium*, *Pteridium*, *Gymnocarpium*).

La peupleraie faux-tremble se retrouve sur les versants et bas-versants dans des dépôts profonds modérément drainés. Il s'agit d'une forêt de succession secondaire qui évoluerait vers la sapinière à bouleau blanc. Sur la cartographie terrestre, la peupleraie inclut aussi la peupleraie faux-tremble à bouleau blanc. Ce peuplement totalise 2 453 ha, représentant plus de 3 % des superficies terrestres de la zone d'étude, surtout au centre et au nord du territoire.

Bétulaie jaune et cerisaie de Pennsylvanie

Ces deux peuplements sont peu fréquents à l'intérieur de la zone d'étude. La bétulaie jaune occupe quelques versants exposés à l'est du centre de la zone d'étude et couvre 111 ha, tandis que la cerisaie de Pennsylvanie ne couvre que 2 ha. Ces deux peuplements totalisent ensemble moins de 1 % des superficies terrestres.

Peuplement feuillu en régénération

Ces unités sont surtout constituées de bétulaies blanches de moins de 30 ans, mais incluent aussi de jeunes peupleraies faux-trembles. Il s'agit d'un peuplement forestier de succession secondaire, issu de coupes, qui devrait se développer en bétulaie ou peupleraie mature et ultérieurement évoluer vers une sapinière à bouleau blanc. Le peuplement feuillu en régénération occupe 5 595 ha dans la zone d'étude, soit près de 8 % des superficies terrestres.

5.1.1.4 Milieux humides

Les milieux humides (voir la carte 2-6 à l'annexe E) rassemblent les tourbières et les zones riveraines pourvues ou dépourvues de végétation (Couillard et Grondin, 1986). Les terres humides incluent les tourbières ainsi que les zones riveraines dotées de végétation (Groupe de travail national sur les terres humides, 1987) ; voir le tableau 5-2.

Tourbière

Le relief accidenté de la zone d'étude a grandement limité le développement des tourbières. Ces dernières sont petites et couvrent de faibles superficies. De plus, elles sont peu diversifiées. Le bog uniforme (régime ombrotrophe) constitue le modèle le mieux représenté. Il comble de petites cuvettes et est colonisé par une végétation arbustive, boisée ou plus rarement herbacée. Les fens (régime minérotrophe) sont disséminés, il s'agit surtout de petits fens uniformes, structurés et riverains (Couillard et Grondin, 1986).

- **Bog (tourbière ombrotrophe)** — La majorité des tourbières de la zone d'étude sont des bogs ou tourbières ombrotrophes. On y reconnaît deux biotopes, soit le plateau arbustif et boisé. Les deux présentent un groupement de cassandre caliculé et sphaignes comportant plus ou moins d'épinettes noires arbustives et arborescentes. Ce groupement inclut toujours des éricacées, tels la gaulthérie hispide (*Gaultheria hispidula*), le kalmia à feuilles étroites, le kalmia à feuilles d'andromède (*Kalmia polifolia*) et le rhododendron du Groenland. La strate herbacée y est relativement peu importante ; s'y retrouvent le carex oligosperme (*Carex oligosperma*), le carex pauciflore (*C. pauciflora*), le rossolis à feuilles rondes (*Drosera rotundifolia*), la linaigrette dense (*Eriophorum vaginatum* ssp. *spissum*), la linaigrette de Virginie (*E. virginicum*) et la sarracénie pourpre (*Sarracenia purpurea*). La pessière noire à sphaignes et éricacées, qui parfois couvre entièrement le bog, fait habituellement la transition entre la tourbière et le milieu terrestre.

Les bogs de la zone d'étude sont petits et distribués dans l'ensemble du territoire (voir la carte 2-6 à l'annexe E). On estime les superficies de bogs à plus 73 ha dans la zone d'étude, soit un peu plus de 2 % des superficies de milieux humides (voir le tableau 5-2).

Tableau 5-2 – Superficies et proportions relatives des milieux humides de la zone d'étude

Élément	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
Bog	73,3	2,2
Fen	17,2	0,5
Marécage (superficie)	1 773,4	52,7
Marécage de 10 à 25 m de largeur	118,6	3,5
Marécage de 25 à 50 m de largeur	137,1	4,1
Marécage de 50 à 75 m de largeur	108,3	3,2
Marécage de plus de 100 m de largeur	3,6	0,1
Total marécage	2 140,9	63,6
Marais (superficie)	719,9	21,4
Marais de 10 à 25 m de largeur	18,9	0,6
Marais de 25 à 50 m de largeur	21,8	0,6
Marais de 50 à 75 m de largeur	29,9	0,9
Marais de plus de 100 m de largeur	8,2	0,2
Total marais	798,7	23,7
Habitat riverain de 0 à 5 m de largeur	147,3	4,4
Habitat riverain de 5 à 10 m de largeur	74,0	2,2
Total habitat riverain	221,2	6,6
Eaux peu profondes	115,4	3,4
Total milieux humides	3 366,7	100,0
Total terres humides^a	3 145,5	

a. Les terres humides regroupent le bog, le fen, le marécage, le marais et les eaux peu profondes.

- **Fen (tourbière minérotrophe)**— Il existe quelques petits fens ou tourbières minérotrophes dans la zone d'étude. Ils appartiennent pour la plupart au système riverain et peuvent donc être inondés périodiquement. Il s'agit de fens uniformes à platières boisées et herbacées et à mares dispersées. La platière boisée est couverte par une pessière noire à aulne rugueux ou un mélézin à aulne rugueux. Dans ces deux groupements, on trouve une abondance de sphaignes au sol et le cortège d'éricacées caractéristiques auxquelles s'ajoute l'andromède glauque (*Andromeda polifolia* var. *glaucophylla*) dans le mélézin. La strate herbacée est plus importante que dans le bog, elle comprend notamment le calamagrostide du Canada (*Calamagrostis canadensis*), le carex trisperme (*Carex trisperma*), la glycérie du Canada (*Glyceria canadensis*) et le maïanthème trifolié (*Maïanthemum trifolium*) dans la pessière noire et le carex rostré (*Carex rostrata*) et le ményanthe trifolié (*Menyanthes trifoliata*) dans le mélézin. La platière herbacée est couverte par un groupement de sphaignes, carex rostré et

ményanthe trifolié qui contient un peu d'andromède glauque, de carex chétif (*Carex paupercula*) et de linaigrette ténue (*Eriophorum tenellum*). Dans la mare croît un groupement de prêle fluviatile (*Equisetum fluviatile*) et sphaignes, qui comporte quelques tiges des éricacées communes et de saule pédicellé (*Salix pedicellaris*) ainsi que la linaigrette ténue.

On estime à plus de 17 ha les superficies de fens dans la zone d'étude, soit moins de 1 % des superficies de milieux humides (voir le tableau 5-2).

Végétation riveraine et aquatique

Le système riverain se divise en trois classes physionomiques selon le système de classification des milieux humides du Québec (Buteau et coll., 1994) ainsi que le système de classification des terres humides du Canada (Groupe de travail national sur les terres humides, 1987) : le marais, végétation herbacée périodiquement inondée, le marécage, végétation arbustive et arborescente périodiquement inondée, et les eaux peu profondes ou l'herbier.

En bordure de la rivière Pikauba, les marais et marécages s'étendent sur de larges superficies à certains endroits (voir la carte 2-6 à l'annexe E). Le marécage se compose d'une aulnaie rugueuse sur dépôt organique ou minéral qui contient parfois un peu de saule de Bebb (*Salix bebbiana*) et généralement du calamagrostide du Canada et du pigamon pubescent (*Thalictrum pubescens*) dans la strate herbacée. Sur les cordons littoraux sableux mieux drainés, situés en bordure de la rivière, on trouve plutôt une aulnaie rugueuse à cornouiller stolonifère (*Cornus sericea*). À l'aulnaie rugueuse succède habituellement le haut marais à calamagrostide du Canada sur des dépôts sableux ou organiques. Cette herbaçaie comporte souvent un peu de saule à feuilles de poirier (*Salix pyrifolia*), du carex vésiculeux (*Carex vesicaria*), du pâturin palustre (*Poa palustris*) et du scirpe à ceinture noire (*Scirpus atrocinctus*).

Sur les dépôts sableux mieux drainés, la spirée à larges feuilles (*Spiraea alba* var. *latifolia*) devient parfois codominante, tandis que la lysimaque terrestre (*Lysimachia terrestris*) ou le carex vésiculeux prend cette position en situation de mauvais drainage. Le bas marais occupe des dépôts sableux, on y retrouve un groupement à carex vésiculeux et glycérie du Canada ou à carex vésiculeux et scirpe à ceinture noire. Il renferme généralement de l'éléocharide aciculaire (*Eleocharis acicularis*), du prêle fluviatile, de la glycérie boréale (*Glyceria borealis*), du jonc filiforme (*Juncus filiformis*), du rubanier à feuilles étroites (*Sparganium angustifolium*) et du rubanier dressé (*S. erectum*). Une zone sableuse dénuée de végétation borde la rivière Pikauba qui est dépourvue de végétation aquatique. On note toutefois la présence d'herbiers dans les mares et canaux séparés du cours principal de la rivière. Un herbier d'éléocharide aciculaire croît dans ces plans d'eau où se trouvent parfois un peu de potamogeton émergé (*Potamogeton epiphydrus*), de rubanier à feuilles étroites et des utriculaires (*Utricularia macrorhiza* et *U. minor*).

En bordure des ruisseaux distribués dans la zone d'étude, la forme de la végétation riveraine caractéristique est le marécage. Il s'agit d'une aulnaie rugueuse sur dépôts minéraux fins ou dépôts organiques, à l'intérieur de laquelle on trouve fréquemment du calamagrostide du Canada, de la glycérie du Canada, de la glycérie striée (*Glyceria striata*), de l'impatiante du cap (*Impatiens capensis*), du pâturin palustre et de la ronce pubescente, mais aussi du carex à bec étalé (*Carex projecta*) sur les dépôts organiques. Une étroite herbaçaie précède le ruisseau à certains endroits. Sur les dépôts minéraux, il s'agit d'un haut marais à calamagrostide du Canada avec un peu d'agrostide scabre (*Agrostis hyemalis*) et de prêle des bois (*Equisetum sylvaticum*). Sur les dépôts organiques, on trouve plutôt une prairie humide à carex rostré et glycérie du Canada tapissée de sphaignes, accompagnés de prêle fluviatile, d'impatiante du cap et de maïanthème trifolié. Ici et là, dans les sections calmes du ruisseau, on peut trouver une touffe de rubanier à feuilles étroites. Quand le ruisseau traverse une tourbière, il peut s'ajouter un bas marais à glycérie du Canada, comaret palustre (*Comarum palustre*) et iris versicolore (*Iris versicolor*) à la toposéquence.

Dans l'ensemble de la zone d'étude, le marécage d'aulnes rugueux est fréquent en bordure des ruisseaux. Il totalise quelque 2 141 ha dans la zone d'étude et il représente ainsi près de 64 % des superficies de milieux humides du territoire (voir le tableau 5-2). Il existe des marécages particulièrement vastes dans le secteur du lac Choquette et de la rivière Morin (voir la carte 2-6 à l'annexe E). Le marais est moins fréquent. Il couvre un peu moins de 800 ha au total et compose moins de 24 % des milieux humides. Les étendues de marais les plus importantes sont situées au centre de la zone d'étude en bordure de la rivière Pikauba, dans l'aire exondée à l'amont d'un ancien barrage forestier, ainsi que dans la portion nord-ouest du territoire en périphérie du lac Gatien. Les petits marais distribués dans l'ensemble du territoire correspondent souvent à des aires exondées à l'amont d'anciens barrages de castor. Les eaux peu profondes (herbiers) occupent près de 115 ha dans le territoire d'étude, soit moins de 4 % des milieux humides. Elles se trouvent dans les petits plans d'eau créés par des barrages de castor ainsi que dans les mares et canaux des marais de la rivière Pikauba. On remarque cependant une grande étendue d'eaux peu profondes dans le lac en Arche, au nord-ouest de la zone d'étude.

Les milieux humides de la zone d'étude du réservoir Pikauba ont des fonctions hydrologiques de protection contre l'inondation et de lutte contre l'érosion, ainsi que des fonctions biogéochimiques de stabilisation de l'écoulement des sédiments et de production de biomasse. Ils présentent aussi des fonctions d'habitat faunique et détiennent une valeur écologique indéniable puisqu'ils font partie intégrante d'un important réseau naturel de drainage aquatique.

Le tronçon de la rivière Pikauba en aval du barrage projeté présente de forts courants. La végétation riveraine est quasi inexistante. C'est seulement sur quelques îlots situés dans des sections au courant plus lent que se sont développés de petits marécages. Sur ces dépôts sableux modérément drainés, on trouve une aulnaie rugueuse où le cornouiller stolonifère et la ronce du mont Ida (*Rubus idaeus*) sont fréquents dans la strate arbustive, tandis que le

calamagrostide du Canada, le carex à bec étalé, la prêle des champs (*Equisetum arvense*), l'eupatoire maculée (*Eupatorium maculatum*), le gaillet trifide (*Galium trifidum*), les glycéries, la matteucie fougère-à-l'autruche (*Matteucia struthiopteris*), l'onoclée sensible (*Onoclea sensibilis*), le pâturin palustre et la ronce pubescente sont coutumiers dans la strate herbacée. Cette aulnaie est parfois devancée par une étroite cornouillaie à calamagrostide du Canada. Dans certains sites, une saulaie satinée (*Salix pellita*), accompagnée de cornouiller stolonifère, de calamagrostide du Canada et de pâturin palustre, s'étend sur une platière de sable qui se termine par un talus dénué de végétation plongeant dans la rivière. La végétation aquatique est absente de la rivière Pikauba, mis à part un herbier à éléocharide aciculaire qui croît dans les petits canaux traversant ces milieux. Le tableau 5-3 présente la compilation des faibles superficies de milieux humides qui existent en bordure de la rivière Pikauba en aval des ouvrages projetés.

Tableau 5-3 – Superficies et proportions relatives des milieux humides du tronçon de la rivière Pikauba en aval des ouvrages

Élément	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
Marécage (superficie)	13,6	35,9
Marécage de 10 à 25 m de largeur	2,1	5,5
Marécage de 25 à 50 m de largeur	1,9	4,9
Total marécage	17,6	46,3
Marais de plus de 100 m de largeur	1,1	2,9
Habitat riverain de 0 à 5 m de largeur	14,7	38,7
Habitat riverain de 5 à 10 m de largeur	3,7	9,8
Total habitat riverain	18,4	48,5
Eaux peu profondes	0,9	2,4
Total milieux humides	38,1	100,0
Total terres humides^a	19,6	

a. Les terres humides regroupent le marécage, le marais et les eaux peu profondes.

Les milieux humides du tronçon de la rivière Pikauba en aval des ouvrages ont de faibles fonctions hydrologiques de protection contre les inondations et de lutte contre l'érosion, des fonctions biogéochimiques réduites de stabilisation de l'écoulement des sédiments, ainsi que des fonctions d'habitat faunique et d'habitat du poisson.

Espèces floristiques menacées ou vulnérables

Une seule espèce floristique d'intérêt a été recensée à l'intérieur de la zone d'étude du réservoir Pikauba. Il s'agit de la droséra à feuilles linéaires (*Drosera linearis*), présente sur la liste des espèces floristiques menacées ou vulnérables susceptibles d'être ainsi désignées (Québec, 2001). Une population de plus de 1000 individus de cette espèce a été

localisée en bordure d'une mare de tourbière ombrotrophe, le long de la route 169, entre les rivières Morin et Sawine, à environ 10 km au nord-ouest du réservoir projeté. D'autre part, la présence du myriophylle menu (*Myriophyllum humile*) a été retracée à partir de spécimens d'herbier (récoltés en 1952). La localisation précise de cette espèce au sud du réservoir projeté et la persistance de la population n'ont pu être vérifiées lors des missions de terrain.

5.1.2 Impacts en phase de construction

5.1.2.1 Végétation terrestre

Pour cette phase, seuls les impacts temporaires liés à la mise en place des chantiers, de l'usine de béton, de l'exploitation des bancs d'emprunt et de la mise en place du canal de dérivation sont considérés. Le déboisement du réservoir projeté, quoique réalisé à la phase de construction, sera traité ultérieurement à la phase d'exploitation, puisqu'il occasionne des pertes permanentes.

La mise en place des chantiers et de l'usine de béton nécessiteront le déboisement d'environ 40 ha au total. L'exploitation des bancs d'emprunt et l'excavation du canal de dérivation pourrait nécessiter le déboisement de quelques hectares additionnels. Ces opérations entraîneront principalement l'élimination de peuplements mélangés en régénération, de peuplements mélangés à dominance feuillue et dans une moindre mesure, des peuplements en régénération issus de plantations. Les principales essences feuillues dans les peuplements à déboiser sont le peuplier faux-tremble et le bouleau à papier. Le sapin baumier et l'épinette noire représentent les essences résineuses les plus communes dans ces peuplements. La composition actuelle des peuplements forestiers est donc plutôt liée aux perturbations anthropiques causées par l'exploitation forestière et aucune association végétale d'intérêt écologique ou particulier n'est touchée par ces travaux.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus et de limiter au minimum les opérations de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement des chantiers.

L'intensité de cet impact est considérée faible. En effet, aucun groupement végétal rare ou d'intérêt écologique ne se trouve dans les aires à déboiser. De plus, l'intégrité des communautés végétales présentes n'est pas altérée compte tenu de leur distribution générale dans la zone d'étude. L'étendue de l'impact est considérée ponctuelle puisque le déboisement prévu ne touche que de très faibles superficies. La durée est considérée moyenne car le couvert végétal sera restauré à la fin des travaux de construction. Par conséquent, l'importance de cet impact est mineure (voir le tableau 5-4).

Tableau 5-4 – Évaluation de l'impact sur la végétation terrestre en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

5.1.2.2 Milieux humides

Le seul impact lié à la phase de construction est la mise en place du batardeau sur l'affluent PP-1. Le déboisement de cette retenue d'eau qui fait partie du réservoir projeté comprendra l'élimination d'arbustives riveraines liées aux milieux humides. Ces travaux, quoique réalisés à la phase de construction, seront traités ultérieurement à la phase d'exploitation, puisqu'ils occasionneront des pertes permanentes.

La présence du batardeau sur le ruisseau de la digue B (affluent PP-1) entraînera une diminution du débit du ruisseau en aval de l'ouvrage et ce, jusqu'à un étang à castors, qui contrôle les apports d'eau issus du bassin résiduel vers l'aval du ruisseau. Cependant, les marécages présents sur ce tronçon pourront se maintenir grâce à l'apport d'eau du bassin résiduel non détourné. La diminution de l'apport d'eau rendra cependant ces marécages plus vulnérables aux éventuelles sécheresses.

L'intensité de l'impact est jugée faible. En effet, ces travaux ne remettront pas en cause l'intégrité et les fonctions d'habitats de ces milieux pour la sauvagine, le castor et l'orignal. L'étendue est considérée ponctuelle puisque les impacts se limiteront à quelques centaines de mètres en aval du point de coupure. L'impact est de durée moyenne puisqu'à moyen terme, les milieux humides retrouveront un état d'équilibre à la suite de la réduction des apports d'eau. Ainsi, l'importance de l'impact est mineure (voir le tableau 5-5).

Tableau 5-5 – Évaluation de l'impact sur les milieux humides en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne		Forte
Étendue	Ponctuelle X	Locale		Régionale
Durée	Courte	Moyenne X		Longue
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.1.2.3 Espèces floristiques menacées ou vulnérables

Selon les résultats de l'inventaire des espèces floristiques menacées ou vulnérables, aucune population de plantes d'intérêt ne serait mise en danger par les travaux de construction au réservoir Pikauba. Il n'y a donc pas d'impact sur cette composante.

5.1.3 Impacts liés à la phase d'exploitation

5.1.3.1 Végétation terrestre

La récupération du bois marchand, l'élimination de la biomasse forestière résiduelle et la mise en eau du réservoir Pikauba feront disparaître la couverture arborescente et arbustive sur une superficie de 1 139 ha (voir le tableau 5-6). La végétation présente dans les limites du réservoir projeté est composée de peuplements de différents stades de maturité issus de coupes. Les pertes toucheront en grande partie des peuplements très jeunes issus de coupes récentes, des peuplements résineux et des peuplements mélangés. Les pertes représentent cependant une faible fraction de la plupart des peuplements forestiers cartographiés dans la zone d'étude entourant le réservoir Pikauba, à l'exception du mélézin qui disparaîtrait complètement de la zone d'étude. Aucun peuplement rare ou d'intérêt écologique ne sera touché par le déboisement et la mise en eau.

L'intensité de l'impact est moyenne car la répartition générale de la végétation et son intégrité dans la zone d'étude seront modifiées mais de façon limitée. L'étendue de l'impact est locale puisque les superficies perdues totalisent 1 100 ha, soit une faible portion de la région à l'étude. La durée de l'impact est jugée permanente car on aura transformé un milieu terrestre en milieu aquatique. En conséquence, l'importance de l'impact est qualifiée de moyenne (voir le tableau 5-7).

Tableau 5-6 – Superficies totales, superficies perdues et proportions relatives des pertes de peuplements forestiers et autres éléments terrestres dans la zone d'étude

Élément	Superficie totale (ha)	Superficies perdues (ha)	Proportion de pertes (%)
Peuplement résineux (total)	13 556,4	225,0	1,7
Pessière noire	6 493,9	140,7	2,2
Sapinière	5 890,9	68,3	1,2
Pinède grise	7,1	0,0	0,0
Mélézin	14,5	14,5	100,0
Peuplement résineux en régénération	1 150,0	1,5	0,1
Peuplement mélangé (total)	24 590,9	180,3	0,7
à dominance résineuse (total)	4 982,0	70,2	1,4
Peuplement d'épinettes noires et feuillus	2 311,4	5,2	0,2
Peuplement de résineux et feuillus	311,7	5,1	1,6
Peuplement de sapins et feuillus	2 358,8	59,9	2,5
à dominance feuillue (total)	10 779,8	108,6	1,0
Peuplement de bouleaux blancs et résineux	7 970,4	92,7	1,2
Peuplement de bouleaux jaunes et résineux	12,9	0,0	0,0
Peuplement de peupliers faux-trembles et résineux	433,3	1,6	0,4
Peuplement de feuillus et résineux	2 363,3	14,2	0,6
Peuplement mélangé en régénération	8 829,1	1,5	< 0,1
Peuplement feuillu (total)	19 041,5	42,6	0,2
Bétulaie blanche	10 881,1	17,0	0,2
Bétulaie jaune	110,9	0,0	0,0
Peupleraie faux-tremble	2 452,5	24,8	1,0
Cerisaie de Pennsylvanie	2,3	0,0	< 0,1
Peuplement feuillu en régénération	5 594,6	0,9	< 0,1
Autre (total)	16 027,5	691,0	4,3
Plantation	3 628,5	143,5	4,0
Coupe totale ou épidémie sévère	11 523,4	547,5	4,8
Brûlis	13,5	0,0	0,0
Dénudé sec	69,2	0,0	0,0
Défriché (emprise, route)	647,3	0,0	0,0
Autre (construit, gravière)	145,6	0,0	0,0
Total	73 216,3	1138,9	1,6

Tableau 5-7 – Évaluation de l'impact sur la végétation terrestre en phase d'exploitation

Intensité	Faible		Moyenne X		Forte
Étendue	Ponctuelle		Locale X		Régionale
Durée	Courte		Moyenne		Longue X
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure	
Impact positif			X		
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.					

5.1.3.2 Milieux humides

La mise en eau du réservoir Pikauba entraînera l'inondation d'importantes superficies de milieux humides (voir le tableau 5-8). Près du quart des tourbières (bog et fen) et des eaux peu profondes de la zone d'étude disparaîtront, ainsi qu'une proportion importante des marais (18 %). Ce sont environ 292 ha de marécages qui seront ainsi perdus.

Quelques-unes des tourbières inondées pourraient être susceptibles de se soulever à la suite de la mise en eau. La capacité de soulèvement d'une tourbière dépend beaucoup de la colonne d'eau qui la recouvre. Les tourbières situées à des profondeurs d'eau supérieures à 6 m ont très peu de chance de se soulever. Pour les tourbières moins profondes, le potentiel de soulèvement est déterminé par l'épaisseur de la couche fibrique de surface, du degré de décomposition de la tourbe, de sa densité et de la proportion de sphaignes qui la composent. Les tourbières soulevées forment des habitats attrayants pour la faune, notamment pour la sauvagine.

À long terme, de nouveaux milieux humides se développeront en bordure du réservoir Pikauba. Cependant, les futures rives présentent un potentiel de reconstitution des habitats riverains plus ou moins élevé selon la nature de leurs matériaux et leur catégorie de pente. Les rives offrant des conditions favorables à l'établissement de la végétation riveraine sont en pente faible, en position abritée des agents d'érosion et possèdent des dépôts organiques ou fins caractérisés par un drainage lent. L'étude de la cartographie des pentes et des dépôts des futures rives en bordure du réservoir Pikauba révèle que près d'un tiers des rives peuvent être considérées à potentiel moyen de reconstitution (dépôts sableux en pente très faible), un tiers à potentiel faible (dépôts sableux en pente faible et dépôts grossiers en pente très faible) et un tiers à potentiel nul (roc et dépôts grossiers en pente faible à forte). La principale contrainte au développement de la végétation riveraine en marge d'un réservoir concerne cependant le patron de fluctuation des niveaux d'eau. Selon les prévisions de la gestion du réservoir, c'est-à-dire un niveau stable durant la saison de croissance de la végétation, la végétation riveraine qui s'installera sur les rives demeurera relativement peu développée et composera des milieux humides étroits.

Tableau 5-8 – Superficies totales, superficies perdues et proportions relatives des pertes de milieux humides dans la zone d'étude

Élément	Superficie totale (ha)	Superficies perdues (ha)	Proportion des pertes (%)
Bog	73,3	18,3	24,9
Fen	17,2	3,6	21,2
Marécage (superficie)	1 773,4	268,1	15,1
Marécage de 10 à 25 m de largeur	118,6	6,5	5,5
Marécage de 25 à 50 m de largeur	137,1	10,3	7,5
Marécage de 50 à 100 m de largeur	108,3	6,6	6,1
Marécage de plus de 100 m de largeur	3,6	0,0	0,0
Total marécage	2 140,9	291,5	13,6
Marais (superficie)	719,9	134,3	18,7
Marais de 10 à 25 m de largeur	18,9	8,2	43,2
Marais de 25 à 50 m de largeur	21,8	0,0	0,0
Marais de 50 à 100 m de largeur	29,9	0,0	0,0
Marais de plus de 100 m de largeur	8,2	0,0	0,0
Total marais	798,7	142,5	17,8
Habitat riverain de 0 à 5 m de largeur	147,3	9,9	6,7
Habitat riverain de 5 à 10 m de largeur	74,0	3,9	5,3
Total habitat riverain	221,2	13,8	6,2
Eaux peu profondes	115,4	26,1	22,6
Total milieux humides	3 366,7	495,7	14,7
Total terres humides^a	3 145,5	482,0	15,3
a. Les terres humides regroupent le bog, le fen, le marécage, le marais et les eaux peu profondes			

De plus, pour la portion de la rivière Pikauba située en aval du barrage, les milieux humides ne devraient pas être modifiés par la présence du réservoir puisque les conditions hydrologiques de la rivière demeureront semblables. Bien que la portion aval de l'affluent PP-1 sera touchée par une réduction de débit et ce, jusqu'au premier étang à castor, cette réduction sera trop peu importante pour avoir un impact notable sur les marécages bordant ce cours d'eau.

Les milieux humides situés en bordure de la rivière Pikauba qui seront touchés par la création du réservoir ont présentement des fonctions d'habitats pour certaines espèces d'amphibiens, d'oiseaux et de mammifères. Or, les milieux humides qui se reconstitueront ne pourront remplir les fonctions perdues compte tenu que les superficies et les types d'habitats reconstitués différeront. Toutefois, une concentration de marais et de marécages, telle que

celle qu'on trouve en bordure de la rivière Pikauba dans sa portion en méandres, existe dans un autre secteur non touché de la zone d'étude, soit dans la portion nord-ouest du territoire, en périphérie du lac Gatien, à plus de 8 km du réservoir projeté.

Aucune mesure courante ou particulière n'est applicable pour minimiser les impacts sur les milieux humides.

L'intensité de l'impact est jugée moyenne (voir le tableau 5-9). Elle ne pourrait être qualifiée de forte puisque des milieux humides similaires sont présents à proximité et remplissent les mêmes fonctions d'habitat. Cependant, l'intégrité et les fonctions d'habitat que remplissent ces milieux humides le long de la rivière Pikauba seront très altérés, les pertes compteront pour près de 15 % des superficies identifiées dans la zone d'étude. L'étendue est locale puisque les pertes se limiteront à la zone du réservoir projeté. La durée sera longue car les pertes sont considérées permanentes et le potentiel de reconstitution des milieux humides en bordure du nouveau plan d'eau est faible. La présence du réservoir aura donc un impact d'importance moyenne sur les milieux humides.

Tableau 5-9 – Évaluation de l'impact sur les milieux humides en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne	Longue X	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.1.3.3 Espèces floristiques menacées ou vulnérables

Les populations d'espèces floristiques menacées ou vulnérables présentes dans la zone d'étude ne seront nullement touchées par la présence du réservoir Pikauba. Il n'y a donc pas d'impact sur cette composante.

5.2 Faune aquatique

5.2.1 Description

5.2.1.1 Communauté piscicole

Le tableau 5-10 décrit la répartition spatiale des diverses espèces de poissons capturées dans la rivière Pikauba. Le nombre d'espèces décroît de l'aval vers l'amont. Huit espèces se trouvent dans le bief d'embouchure. Il n'y a que cinq espèces en amont du PK 16, où il n'y a plus d'éperlan arc-en-ciel, de ouananiche ni de ouitouche. L'omble de fontaine est présente dans tous les tronçons de la rivière Pikauba.

Tableau 5-10 – Répartition spatiale des diverses espèces de poissons dans la rivière Pikauba

Espèce	Tronçons de rivière			
	PK 0 – PK 2 ^a	PK 2 – PK 16 ^b	PK 16 – PK 30,2	PK 30,2 – PK 62,8
Éperlan	X ^c	? ^d		
Ouananiche	X	X		
Ouitouche	X	X		
Meunier rouge	X	?	X	X
Meunier noir	X	?	X	X
Omble de fontaine	X	X	X	X
Méné de lac	X	X	X	X
Naseux des rapides	X	X	X	X

a. Bief d'embouchure (PK 0 jusqu'au premier rapide)

b. PK 16 = chute infranchissable

c. X : présence confirmée

d. ? : présence incertaine, l'espèce n'a pas été capturée dans le cadre de cette étude, mais pourrait être présente

Trois obstacles limitent actuellement les déplacements des poissons dans la zone d'étude (voir la carte 2-2 à l'annexe E), soit :

- une chute au PK 11,6, franchissable par la ouananiche et peut-être par l'omble de fontaine, mais infranchissable par les espèces présentant une faible capacité natatoire ;
- une chute infranchissable par toutes les espèces au PK 16 ; il s'agit de la limite amont de la partie accessible à la ouananiche dans la Pikauba ;
- un barrage infranchissable au PK 36,5 (l'ancien barrage Pikauba-3).

Bien que ces obstacles limitent le déplacement des poissons vers l'amont, ils n'empêchent pas leur libre passage vers l'aval.

De façon générale, dans les zones à écoulement lent (bassins, fosses, méandres, chenaux), le meunier rouge est l'espèce la plus nombreuse dans les captures, suivi de l'omble de fontaine (voir le tableau 5-11). Dans les zones d'eau vive (rapides, seuils), l'espèce dominante est, de loin, le naseux des rapides, l'omble de fontaine venant encore une fois au second rang.

Tableau 5-11 – Abondance des diverses espèces de poissons capturées à l'électropêche et au filet expérimental dans la rivière Pikauba à l'exclusion du bief d'embouchure

Espèce	Milieux lenticques ^a		Milieux lotiques ^b	Total
	P.É. ^c	F.M.E. ^d	(P.É.)	
Naseux des rapides	19		85	104 (32 %)
Omble de fontaine	14	57	25	96 (29 %)
Meunier rouge		77	4	81 (25 %)
Méné de lac	3	19	7	29 (9 %)
Meunier noir		16		16 (5 %)
Total	36	169	121	326 (100 %)
a. Bassins, méandres et chenaux				
b. Rapides et seuils				
c. P.É. : pêche électrique (ou électropêche)				
d. F.M.E. : filet maillant expérimental				

Les sections suivantes donnent plus de détails sur les trois espèces cibles, soit l'omble de fontaine, la ouananiche et l'éperlan arc-en-ciel.

5.2.1.2 Omble de fontaine

Deux types d'habitats d'élevage sont habituellement reconnus pour l'omble de fontaine, soit les milieux lenticques (zones d'eaux lentes mais non mortes), qui regroupent les bassins, les méandres et les chenaux, et les milieux lotiques (zones d'eau vive), qui correspondent aux seuils et aux rapides. L'inventaire de ces deux types d'habitats d'élevage a été réalisé au moyen d'une photo-interprétation du lit de la rivière Pikauba et de certains de ses affluents. Les habitats de type lentique dominent nettement dans la partie amont (du PK 30,2 au PK 54,7) de la Pikauba, tandis que, à l'opposé, ceux de type lotique sont plus abondants dans la partie aval (du PK 0 au PK 30,2 ; voir le tableau 5-12).

Tableau 5-12 – Superficies et répartition des aires d'élevage de l'omble de fontaine dans la rivière Pikauba en conditions naturelles

Tronçons	Habitats lentiq ^u es ^a (u.h.) ^d	Habitats lotiq ^u es ^b (u.h.)	Superficie totale (u.h.)	Production potentielle ^c (kg/an)
Du PK 0 au PK 30^e				
Cours principal	4 548	11 369	15 917	894
Affluent PP-1	617	55	672	52
<i>Sous-total</i>	5 165	11 424	16 589	946
Du PK 30 au PK 55				
Cours principal	7 586	1 821	9 407	683
Rivière Pika	383	479	862	53
Autres affluents	1 759	333	2 092	154
<i>Sous-total</i>	9 728	2 633	12 361	890
Grand total	14 893	14 057	28 950	1 836
a. Bassins, chenaux et méandres				
b. Seuils et rapides				
c. Calculée à l'aide du modèle Potsafo 2.0				
d. u.h. = unité d'habitat de 100 m ²				
e. Excluant le bief d'embouchure				

La densité d'ombles de fontaine, évaluée à l'aide de pêches à l'électricité à l'intérieur de stations fermées et ouvertes, est de 2,75 ind./100 m² dans les milieux lotiques et de 4,70 ind./100 m² dans les milieux lentiq^ues. Ces valeurs sont plus faibles que celles observées dans les rivières Portneuf et aux Sables, sur la Côte-Nord, où les densités s'établissent à 10,5 et à 7,2 ind./100 m² pour les milieux lotiques et lentiq^ues, respectivement. Ces deux rivières abritent une communauté de poissons similaire à celle de la Pikauba et sont également comparables à celle-ci quant à leur gabarit.

La capacité de production potentielle de l'ensemble de la zone d'étude en omble de fontaine, calculée à l'aide du modèle Potsafo 2.0 (Lachance et Bérubé, 1999), est évaluée à 1 836 kg/an (voir le tableau 5-13). Cette production se répartit de façon à peu près égale entre l'aval (du PK 0 au PK 30) et l'amont du futur barrage (du PK 30 au PK 54,7).

Comme les aires d'élevage, les aires de fraie potentielles de l'omble de fontaine dans la zone d'étude ont été répertoriées par photo-interprétation. Celles-ci ont ensuite été validées par des inventaires réalisés durant l'automne 2000 et l'automne 2001, au cours desquels les nids ont été localisés et dénombrés. Il en ressort que la plupart des aires de fraie potentielles et utilisées se situent entre le PK 53 et le PK 55 du cours principal de la Pikauba (voir le tableau 5-13 et la carte 2-2, feuillet 3, à l'annexe E). Sur les 68 nids

comptés lors des inventaires, la grande majorité (62 nids) se trouvaient dans ce secteur. Des secteurs propices à la fraie se retrouvent également à la hauteur du PK 25 de la Pikauba, où six nids ont été comptés, entre le PK 19 et le PK 21 de ce même cours d'eau, ainsi que dans la rivière Pika (voir le tableau 5-13). Dans ce dernier cours d'eau, aucun nid d'omble de fontaine n'a toutefois été vu. Au total, la superficie des aires de fraie s'élève à 25 300 m², dont les deux tiers en amont du PK 30,2 (voir le tableau 5-13).

Tableau 5-13 – Superficies et emplacement des principales aires de reproduction de l'omble de fontaine en conditions naturelles

Cours d'eau	Superficie (m ²)	Nombre de nids ^a
Rivière Pikauba		
Du PK 53 au PK 55	11 800	62
PK 25	5 550	6
Du PK 19 au PK 21	2 950	
Rivière Pika		
Du PK 4 au PK 4,5	5 000	0
Total	25 300	68

a. Nombre de nids comptés lors d'inventaires réalisés au cours des automnes 2000 et 2001.

5.2.1.3 Ouananiche

La ouananiche est une espèce introduite dans le lac Kénogami et la rivière aux Écorces, un affluent majeur de la Pikauba. Les premiers efforts d'ensemencement remontent à 1889 et se sont poursuivis par intermittence jusqu'en 1999. Il n'existe pas d'estimation précise de sa population, mais, selon les informations obtenues auprès de la FAPAQ, elle se limiterait à quelques centaines de spécimens.

Les ouananiches fréquentent peu le cours principal de la rivière Pikauba, la plupart des géniteurs se dirigeant vers la rivière aux Écorces pour se reproduire. En effet, la partie accessible à cette espèce dans la Pikauba (du PK 0 au PK 16) possède peu de frayères potentielles (voir la carte 2-2, feuillet 2, à l'annexe E). Selon la photo-interprétation du lit du cours d'eau et les inventaires de terrain, celles-ci se limitent à quelques aires de cailloux, de galets et de gravier de petite superficie (de 50 à 200 m²), situées à proximité des embouchures du ruisseau l'Abbé (PK 8,4) et de la rivière aux Écorces (PK 10,5). D'ailleurs, les 11 nids de ouananiche vus à l'automne 2000 lors de l'inventaire des frayères se trouvaient à ces deux endroits, (5 nids près de l'embouchure du ruisseau l'Abbé, et 6 nids près de celle de la rivière aux Écorces).

Des aires d'élevage de ouananiches juvéniles se retrouvent en abondance dans les quinze premiers kilomètres de la rivière Pikauba, qui recèlent de nombreuses zones d'eau vive à dominance de blocs et de galets. Toutefois, les pêches réalisées dans le cadre de cette

étude ont fait ressortir que les densités de juvéniles étaient très faibles. En effet, aucun alevin, ni tacon, ne sont signalés dans les captures faites à la pêche électrique et à la ligne dans le secteur accessible à cette espèce. En revanche, quatre adultes ont été pris (à la ligne) dans le bief d'embouchure.

5.2.1.4 Éperlan arc-en-ciel

L'éperlan arc-en-ciel ne fréquente la rivière Pikauba que pour des fins de reproduction. Il remonte le cours d'eau à la mi-mai jusqu'au premier rapide, situé au PK 2 (voir la carte 2-2, feuillet 2, à l'annexe E) pour y déposer ses œufs, puis retourne à la rivière pour s'alimenter. Les activités de fraie se déroulent pendant quelques jours et la période d'incubation des œufs s'étend sur environ trois semaines. Une fois écloses, les larves sont vraisemblablement entraînées vers le lac Kénogami, où elles poursuivent leur croissance. L'utilisation du cours d'eau par l'espèce est donc brève, soit un peu plus d'un mois et demi (du 10 mai au 30 juin environ).

Selon les informations de la FAPAQ, l'éperlan fraierait également à la sortie de deux petits ruisseaux qui se jettent dans le bief d'embouchure de la Pikauba. Cependant, aucun indice d'utilisation de ces milieux par l'éperlan (comme le dépôt d'œufs ou une concentration de géniteurs) n'a été vu lors d'une inspection faite au début du mois de juin 2000. De plus, les conditions qui y prévalaient à ce moment ne sont pas apparues favorables à la remontée de l'éperlan, car un embâcle de troncs d'arbres se trouvait à l'embouchure de l'émissaire du Petit lac Clair et le débit était extrêmement faible sur celui du lac de la Petite Pêche. Le niveau d'eau dans la partie inférieure de ces ruisseaux est par ailleurs influencé presque essentiellement par la gestion du lac Kénogami.

Les éperlans qui fraient dans la Pikauba sont tous des représentants de la forme naine de cette espèce, par opposition à la forme géante qu'on rencontre également dans le lac Kénogami. Les frayères de la forme géante ne sont pas connues avec exactitude. Celle-ci se reproduirait possiblement sur des hauts-fonds graveleux du lac Kénogami.

5.2.2 Impacts en phase de construction

Les sources d'impact du projet sur la faune aquatique à la phase de construction sont les suivantes :

- l'empiétement temporaire des habitats d'élevage de l'omble de fontaine occasionné par la mise en place des batardeaux et l'assèchement de la zone d'érection du barrage sur le cours principal de la Pikauba ;
- la dérivation d'un affluent de la Petite rivière Pikauba (désigné affluent PP-1 dans la suite du texte) ;
- l'obstruction à la libre circulation du poisson causée par les travaux mentionnés ;
- l'augmentation des matières en suspension (MES) dans l'eau provoquée par la mise en place des batardeaux dans la rivière Pikauba et à la dérivation de l'affluent PP-1.

Il est à noter qu'il n'y aura pas à proprement parler de mise en eau du réservoir Pikauba durant la phase de construction. Dès que l'érection du barrage sera terminée, la phase d'exploitation pourra débuter. En effet, le remplissage du réservoir ne prendra que quelques semaines et sera répété à chaque printemps.

5.2.2.1 Empiètement temporaire des habitats de l'omble de fontaine

La perte d'habitats d'élevage de l'omble de fontaine causée par les travaux de construction totalisera 4,4 ha (voir le tableau 5-14), lesquels comprennent :

- 1,1 ha sur le cours principal de la rivière, qui correspond à l'aire comprise dans le tronçon court-circuité vers la galerie de dérivation ;
- 3,3 ha sur l'affluent PP-1, qui comprennent la superficie des habitats se trouvant entre l'embouchure de ce cours d'eau et le canal de dérivation temporaire qui conduira ses eaux vers le cours principal de la Pikauba.

Sur le cours principal de la Pikauba, les habitats touchés sont essentiellement des aires d'élevage de type lotique. Aucune aire de fraie potentielle ou utilisée ne sera touchée.

Tableau 5-14 – Pertes d'habitats d'élevage et de production d'omble de fontaine dans la rivière Pikauba – Phase de construction

Sous-bassin	Habitats lentiques (u.h.) ^a	Habitats lotiques (u.h.)	Superficie totale (u.h.)	Production potentielle (kg/an)
Aval (PK 0 – PK 30)				
Cours principal	0	0	0	0
Affluent PP-1	272	55	326	24
Amont (PK 30 – PK 55)				
Cours principal	0	109	109	9
Affluents	0	0	0	0
Total	272	164	435	33
a. u.h. = unité d'habitat de 100 m ²				

L'intensité de l'impact est jugée forte car les habitats seront très altérés. Son étendue est toutefois locale et sa durée est courte. L'impact est jugé moyen (voir le tableau 5-15).

Tableau 5-15 – Évaluation de l'impact sur les habitats de l'omble de fontaine – Phase de construction

Intensité	Faible	Moyenne	Forte X	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte X	Moyenne	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Aucune mesure d'atténuation courantes n'est applicable.				

Comme les pertes d'habitats à la phase de construction se perpétueront durant la phase d'exploitation, des mesures de compensation sont prévues (voir la section 7.2).

Notons qu'il n'y aura pas de perte d'habitats de la ouananiche et de l'éperlan arc-en-ciel parce que la partie inférieure de la Pikauba, où l'on trouve ces deux espèces, n'est pas touchée par les travaux de construction. Il faut rappeler également que pendant toute la phase de construction, le régime de débit de la rivière Pikauba, tant en amont qu'en aval du PK 30,2, ne sera pas modifié.

5.2.2.2 Obstruction à la libre circulation du poisson

Il n'y a pas d'espèce considérée comme migratrice dans le tronçon de rivière touché par les travaux de construction. Toutefois, il est possible que l'omble de fontaine effectue des déplacements entre les aires d'alimentation situées en aval du PK 30,2 et les aires de fraie situées en amont de ce point kilométrique, notamment celles situées dans la rivière Pika (voir la carte 2-2, feuillet 3, à l'annexe E). Or, durant la construction du barrage, ces déplacements ne seront plus possibles, ce qui pourrait poser problème pour les ombles de fontaine qui vivent dans le tronçon compris entre le PK 25,6 et le PK 30,2, où il n'y a pas de frayères potentielles (voir le tableau 5-13). Bien que des sites de fraie soient disponibles à l'aval immédiat de la confluence de la Petite rivière Pikauba, cette population pourrait avoir du mal à trouver suffisamment d'habitats pour se reproduire.

Comme mesure d'atténuation particulière, il est proposé de créer des frayères en quantité suffisante en aval du barrage pour subvenir aux besoins de la population présente dans le tronçon compris entre le PK 26 et le barrage de la Pikauba. Une estimation préliminaire indique qu'environ 500 m² de frayères sont nécessaires, sur la base des éléments suivants :

- le nombre de femelles requises pour atteindre la capacité de production des habitats de ce tronçon est de 271 ;

- chaque femelle creuse en moyenne un nid, ce qui est une hypothèse conservatrice car certaines études montrent que les salmonidés peuvent creuser de trois à quatre nids et même davantage (Hutchings et Meyers, 1988 ; *in* Fleming, 1996) ;
- la densité de nids au mètre carré est de 0,5, ce qui correspond à ce qui a été vu sur les frayères à ombles de fontaine de la région de Charlevoix et de la Côte-Nord, où l'on a observé jusqu'à 0,74 nids/m² (Bélisle, 1998 ; Baril, 1999).

En première analyse, il semble approprié d'aménager les frayères dans les 300 premiers mètres en aval du futur barrage. D'abord, cet endroit est propice à la création de tels habitats, en raison de la pente favorable. Puis, ce site se trouvera à la tête du bief aval du futur barrage, ce qui est souhaitable puisque les salmonidés ont généralement tendance à remonter les cours d'eau pour aller frayer. Un suivi environnemental sera mis en place pour s'assurer de la performance des frayères aménagées (voir la section 8.2.2).

Compte tenu de cette mesure d'atténuation particulière, l'impact du projet sur la libre circulation du poisson à la phase de construction est jugé mineur (voir le tableau 5-16). En effet, l'intensité de l'impact est faible, son étendue est locale et sa durée est courte.

Tableau 5-16 – Évaluation de l'impact sur la libre circulation du poisson en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte X	Moyenne	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

Un programme de suivi de ces aménagements sera mis en place pour vérifier leur performance biologique (voir la section 8.2.2).

5.2.2.3 Augmentation des matières en suspension dans l'eau

L'augmentation des matières en suspension (MES) provoquée par la mise en place des batardeaux dans la Pikauba et par la dérivation de l'affluent PP-1 peut modifier les habitats du poisson situés en aval. En effet, les particules fines mises en suspension peuvent être transportées par les eaux et se déposer plus bas sur la rivière, causant le colmatage du substrat. Il pourrait en résulter une diminution de la qualité de l'habitat pour la reproduction et l'alimentation des diverses espèces présentes, dont l'omble de fontaine.

Toutefois, peu ou pas d'impact sont appréhendés à l'égard des MES dans la rivière Pikauba. S'il y avait augmentation des MES, celle-ci devrait s'atténuer considérablement à mesure que les eaux s'écoulent vers l'aval, en raison des apports intermédiaires, notamment ceux de la Petite rivière Pikauba. Enfin, la déposition de particules fines est peu probable dans le secteur compris entre le barrage (PK 30,2) et l'embouchure de la Petite rivière Pikauba (PK 25,6), en raison des vitesses d'écoulement élevées qui y prévalent (il s'agit d'une section de rivière où domine largement le faciès rapide). Les particules fines charriées par la rivière auraient donc tendance à se déposer dans des sections où l'écoulement est lent, lesquelles sont déjà caractérisées par la présence abondante de sable. Par conséquent, l'impact de l'augmentation des MES sur l'habitat du poisson est jugé négligeable (voir le tableau 5-17).

Tableau 5-17 – Évaluation de l'impact de l'augmentation des MES sur l'habitat du poisson en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte X	Moyenne	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif	X			
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 20 (voir l'annexe B).				

5.2.3 Impacts en phase d'exploitation

Les sources d'impacts du projet à la phase d'exploitation sur la faune aquatique sont :

- l'enneigement d'habitats de fraie et d'élevage de l'omble de fontaine dû à la création du réservoir ;
- la gestion du réservoir comportant un fort marnage annuel (vidange presque complète en hiver et remplissage au printemps) ;
- l'entrave à la libre circulation du poisson due à la présence du barrage ;
- la modification du régime sédimentaire ;
- la modification du régime thermique en aval du barrage de la Pikauba ;
- l'évacuation des eaux du réservoir par la galerie de dérivation et le puits de fond.

Les sections suivantes traitent successivement de chacun des impacts sur la faune aquatique.

5.2.3.1 Capacité de production des habitats de l'omble de fontaine

Les aires d'élevage situées dans les limites du réservoir Pikauba subiront de profondes modifications à la phase d'exploitation. Celles qui seront situées en deçà de la cote 400,5, qui est la cote la plus basse du réservoir à la phase d'exploitation, seront envoyées définitivement (voir la carte 2-2, feuillet 3, à l'annexe E). La superficie des habitats ainsi touchés se chiffre à 11,1 ha, soit 6 ha de milieux lentiques et 5,1 ha de milieux lotiques (voir le tableau 5-18). Ces habitats de rivière seront transformés en habitats lacustres. La superficie du futur réservoir, à la cote 400,5, sera de 38,35 ha.

Tableau 5-18 – Pertes d'habitats d'élevage et de production d'omble de fontaine dans la rivière Pikauba – Phase d'exploitation

Sous-bassin	Habitats lentiques ^a (u.h.) ^c	Habitats lotiques ^b (u.h.)	Superficie totale (u.h.)	Production potentielle ^d (kg/an)
Aval (PK 0 – PK 30)				
Cours principal	0	0	0	0
Affluent PP-1	617	55	672	52
Amont (PK 30 – PK 55)				
Cours principal				
– Sous la cote 400,5	602	507	1109	71
– Entre les cotes 400,5 et 418,4	6 984	1 313	8 297	611
Rivière Pika	376	245	621	42
Autres affluents ^e	587	79	666	50
<i>Sous-total</i>	8 549	2144	10 693	774
Total	9 166	2 199	11 635	826
a. Bassins, chenaux et méandres b. Seuils et rapides c. u.h. = unité d'habitat de 100 m ² d. Calculée à l'aide du modèle Postsafo 2.0 e. Comprennent sept tributaires				

Par ailleurs, les aires d'élevage du cours principal de la Pikauba et de ses tributaires (à l'exception de l'affluent PP-1) situées entre les cotes 400,5 et 418,4 du réservoir Pikauba se retrouveront dans la zone de marnage qui sera exondée à chaque hiver et inondée à chaque printemps (voir la planche 2-1, à l'annexe D, et la carte 2-2, feuillet 3, à l'annexe E). Leur superficie totale est de 96 ha, dont la majeure partie, soit 87 %, se trouve sur le cours principal de la Pikauba, le reste se répartissant sur la rivière Pika et sept autres tributaires (voir le tableau 5-19). Ces habitats d'élevage sont constitués en majeure partie (83 %) de milieux lentiques. À la cote 418,4, le réservoir aura une superficie de 1689 ha. Il inondera 25 km de cours d'eau sur le cours principal de la Pikauba et 16,9 km sur ses tributaires.

Les aires de fraie situées entre le PK 53 et le PK 55 du cours principal de la Pikauba seront également touchées en grande partie (voir la carte 2-2, feuillet 3, à l'annexe E), car elles se situent dans la zone de marnage du réservoir. Il en va de même pour toutes celles situées sur la rivière Pika. Au total, la superficie des frayères perdues se chiffre à 16 700 m² (voir le tableau 5-19). Il faut préciser que ces habitats seront ennoyés en été et en automne, lorsque le réservoir sera à sa cote maximale ou près de celle-ci.

Tableau 5-19 – Pertes d'habitats de reproduction dans la rivière Pikauba en phase d'exploitation

Sous-bassin	Superficie en conditions naturelles (m ²)	Superficies perdues en exploitation (m ²)	Superficies résiduelles en exploitation (m ²)
Aval PK 30 ^a	8 500	0	8 500
Amont PK 30			
Cours principal (PK 53 – PK 55)	11 800	11 700 ^b	100
Rivière Pika	5 000	5 000 ^b	0
Autres affluents	0	0	0
Total	25 300	16 700	8 600

a. Un débit réservé écologique est maintenu dans ce tronçon.

b. Réservoir Pikauba à la cote 418,4 m.

Toutes les aires d'élevage situées dans l'affluent PP-1 seront touchées par la création du réservoir. En effet, celles se trouvant en amont de la digue B seront définitivement ennoyées, car elles seront comprises dans les limites du futur plan d'eau, tandis que celles se trouvant en aval subiront une réduction importante de débit. Les aires d'élevage touchées couvrent une superficie de 6,7 ha, soit 6,2 ha de milieux lentiques et 0,5 ha de milieux lotiques (voir le tableau 5-18).

Par ailleurs, il faut rappeler que sur le cours principal de la Pikauba, en aval du barrage, aucune perte d'aire d'élevage d'omble de fontaine n'est anticipée puisqu'un débit réservé écologique sera maintenu en tout temps de l'année. Ce débit sera modulé en fonction des périodes biologiques des espèces présentes (voir la section 1.6.1).

Le bilan des gains et des pertes en production d'ombles de fontaine dans le réservoir Pikauba est exposé au tableau 5-20. Les pertes de production totalisent 826 kg/an et comprennent :

- la production des habitats ennoyés de façon permanente sous la cote 400,5 du réservoir Pikauba, laquelle se chiffre à 71 kg/an ;

- la production des habitats compris dans la zone de marnage du réservoir (entre les cotes 400,5 et 418,4), qui est de 703 kg/an, dont la majeure partie (611 kg) vient du cours principal de la Pikauba (voir le tableau 5-19). Cette production sera entièrement perdue en raison de la gestion particulière du réservoir. En effet, la vidange annuelle de ce dernier va provoquer l'exondation des rives et des zones de faible profondeur, ce qui, selon toute vraisemblance, empêchera ou limitera l'établissement de la faune benthique, une source de nourriture majeure pour les communautés de poissons ;
- la production des aires d'élevage se trouvant dans l'affluent PP-1, qui s'établit à 52 kg/an.

Toutefois, une certaine capacité de support est accordée au réservoir Pikauba, soit celle équivalente à ce plan d'eau à sa cote la plus basse (400,5 m). La productivité annuelle de ce plan d'eau résiduel de 38,35 ha, évaluée à l'aide du modèle Valin, s'établirait à 101 kg d'omble de fontaine par année. À cette production, doit s'ajouter également celle de l'autre plan d'eau résiduel de 216 ha à l'amont de la digue B (voir la section 1.3.4 et le tableau 1-9), qui se chiffre à 530 kg/an. Au total, la capacité de production des plans d'eau résiduels du réservoir Pikauba est évaluée à 631 kg/an. Le bilan final de production d'omble de fontaine est donc négatif, soit une perte de 195 kg/an (voir le tableau 5-20).

Tableau 5-20 – Bilan des gains et des pertes de production d'omble de fontaine dans le réservoir Pikauba en phase d'exploitation

	Sous la cote 400,5 (kg/an)	Entre les cotes 400,5 et 418,4 (kg/an)	Affluent PP-1 (kg/an)	Total (kg/an)
Perte	71	703	52	826a
Gain	101	0	530	631b
Bilan	+ 30	- 703	+ 478	- 195

a. Production évaluée à l'aide du modèle Potsafo 2.0.

b. Production évaluée à l'aide de la méthode Valin.

Notons que le modèle Valin, mis au point par la FAPAQ, prend en considération plusieurs paramètres biophysiques qui influencent la productivité en omble de fontaine, comme la profondeur moyenne du plan d'eau, la présence d'espèces compétitrices et prédatrices, la présence de tributaires, et la teneur en oxygène dissous dans la colonne d'eau. En ce qui concerne le plan d'eau résiduel en amont du barrage de la Pikauba, le calcul de production tient compte de la présence de meuniers et de cyprins, deux espèces compétitrices qui limitent la production en omble de fontaine. En effet, de façon générale, la création d'un réservoir favorise les espèces à caractère lacustre au détriment des espèces d'eau vive. On peut ainsi présumer que l'omble de fontaine, qui est associée aux zones d'eau vive, sera désavantagée dans le futur réservoir Pikauba, au profit des meuniers rouge et noir et du mené de lac, qui sont déjà présents dans le bassin de la Pikauba.

Une autre caractéristique du réservoir est qu'il sera en contact permanent avec un important tributaire, soit la rivière Pikauba elle-même. En période d'eau libre de glace, le réservoir sera maintenu à une cote relativement stable, près du maximum (418,4), et recevra directement les eaux de plusieurs autres tributaires, dont la rivière Pika.

De plus, il a été estimé que la teneur en oxygène (O₂) dissous sera amplement suffisante pour assurer le maintien de la vie aquatique, incluant la population d'ombles de fontaine, durant la période relativement courte (environ un mois) où le réservoir sera à la cote 400,5. On ne prévoit donc pas de mortalité due à une déficience d'oxygène dissous. En effet, même en posant les hypothèses extrêmement conservatrices qu'il n'y aurait aucun apport d'oxygène dans le réservoir pendant toute la période hivernale et que la profondeur moyenne de ce dernier ne serait que de 1 m, la quantité d'oxygène dissous à la cote 400,5 est assez grande pour permettre la survie de l'ensemble des communautés aquatiques pendant près de six mois, ce qui est bien supérieur à la période de vidange. Cette estimation repose également sur les éléments suivants :

- la concentration d'oxygène au moment de la prise des glaces (peu avant le début de la vidange) est de 10 mg/l, ce qui est la norme dans les lacs naturels du bouclier canadien ;
- la concentration minimale nécessaire pour permettre la survie des poissons est de 4 mg/l ;
- la consommation d'oxygène par l'ensemble des organismes aquatiques dans le réservoir devrait être de 13,3 kg/j, soit la valeur observée au lac Soulier sur la basse Côte-Nord (Doyon, 1999).

Pour ce qui est du plan d'eau en amont de la digue B, la présence de meuniers et de cyprins et l'absence de tributaires limiteront la production d'ombles de fontaine.

La perte de 195 kg/an causée par la création et la gestion du réservoir constitue un impact négatif au plan de la capacité de production. L'intensité de cet impact est forte, son étendue est locale et sa durée est longue (voir le tableau 5-21). L'importance de l'impact est par conséquent majeure.

Un plan de compensation sera établi en collaboration avec les responsables de la FAPAQ. De plus, un programme de suivi sera mis en place afin de décrire l'évolution de la communauté de poissons dans le réservoir Pikauba et d'évaluer son abondance (voir la section 8.2.2).

Tableau 5-21 – Évaluation de l'impact de la création et de la gestion du réservoir sur la capacité de production des habitats de l'omble de fontaine en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne	Forte X	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne	Longue X	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif				X
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.2.3.2 Obstruction à la libre circulation du poisson

La présence du barrage au PK 30,2 de la rivière Pikauba représente un obstacle à la libre circulation du poisson. Tel que mentionné plus haut, les déplacements de l'omble de fontaine entre les aires d'alimentation en aval du PK 30,2 et les frayères situées en amont de ce point ne seront plus possibles. Ceci pourrait limiter le développement de la population d'ombles de fontaine, car les aires de fraie en aval du PK 30,2 sont peu nombreuses.

Il a déjà été proposé, pour la phase de construction (voir la section 5.2.2.2), de créer 500 m² de superficies propices à la fraie de l'omble de fontaine pour subvenir aux besoins de la population présente dans le tronçon compris entre le PK 25,6 et le barrage. La création de ces frayères servira également de mesure d'atténuation pour la phase d'exploitation car ces aménagements seront permanents. Un suivi environnemental sera mis en place pour s'assurer de la pérennité et de la performance des habitats aménagés. Compte tenu de cette mesure particulière, l'impact du projet sur la libre circulation du poisson à la phase d'exploitation est jugé moyen (voir le tableau 5-22). L'intensité de l'impact est faible car les déplacements du poisson en amont du PK 30,2 ne seront plus nécessaires en raison de la présence de nouvelles frayères. L'étendue de l'impact est locale et la durée, longue.

Tableau 5-22 – Évaluation de l'impact sur la libre circulation du poisson en phase d'exploitation

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne	Longue X	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

Il importe de mentionner que l'option de construire une passe migratoire permettant le libre passage entre l'aval et l'amont du réservoir n'a pas été retenue. D'abord, il n'apparaît pas souhaitable de donner la possibilité aux poissons d'accéder à un milieu dont la capacité de support est réduite en raison d'un marnage considérable. D'autre part, la réalisation d'une telle passe se buterait à des difficultés techniques majeures compte tenu de la grande dimension du barrage.

5.2.3.3 Modification du régime sédimentaire

Tel que mentionné à la section 4.5.3.2, le changement du régime hydrologique dans la rivière Pikauba en aval du barrage n'amènera pas de modification significative de l'évolution des rives et de leur sensibilité à l'érosion. En effet, la régularisation de la rivière éliminera les débits extrêmes, comme ceux de juillet 1996, et les niveaux d'eau se maintiendront à l'intérieur des berges actuelles. Par ailleurs, le réservoir Pikauba retiendra une partie de la charge sédimentaire fine, ce qui réduira la quantité d'alluvions dans la partie inférieure de la Pikauba (en aval du PK 30,2).

Compte tenu de ces considérations, la modification du régime sédimentaire à la phase d'exploitation n'aura pas d'impact sur la faune aquatique et ses habitats. Qui plus est, un impact positif est prévu parce que la quantité d'alluvions susceptibles d'être transportées par les eaux et de se déposer et de colmater le lit de la rivière sera réduite (voir le tableau 5-23).

Tableau 5-23 – Évaluation de l'impact de la modification du régime sédimentaire sur la faune aquatique et ses habitats en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne		Forte
Étendue	Ponctuelle	Locale		Régionale
Durée	Courte	Moyenne		Longue
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif	X			
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.2.3.4 Modification du régime thermique

La création d'un réservoir occasionne habituellement un changement du régime thermique des eaux qui s'écoulent en aval du barrage. De façon générale, il se produit un refroidissement en été et un léger réchauffement en hiver. Or, un changement trop marqué du régime thermique pourrait modifier le taux de croissance des poissons et changer les dates de leur reproduction, d'éclosion de leurs œufs et, dans le cas des salmonidés, d'émergence des alevins.

Les simulations du régime thermique de la rivière Pikauba à la phase d'exploitation (voir la section 4.2.3) montrent qu'à la sortie du futur réservoir (PK 30,2), le refroidissement des eaux atteindra jusqu'à 5 °C au plus fort de l'été (fin de juin et début de juillet) et que le réchauffement sera au maximum de 0,7 °C durant l'hiver. Ainsi, durant la saison estivale (de la mi-juin à la mi-août), la température moyenne qui est de 12,5 à 16,5 °C en conditions naturelles, variera entre 8,2 et 13 °C à la phase d'exploitation. Durant l'hiver (début de décembre à fin mars), la température des eaux passera de 0 °C à des valeurs oscillant entre 0,5 et 0,8 °C. Par ailleurs, le réchauffement des eaux au printemps sera légèrement plus lent qu'en conditions naturelles. Toutefois, au cours de l'automne (mi-septembre à la fin de novembre), le régime thermique à la phase d'exploitation sera presque identique à celui observé en conditions naturelles.

La modification du régime thermique s'atténuera vers l'aval, notamment avec les apports naturels de la Petite rivière Pikauba, au PK 25,6, dont le débit équivaut au tiers de celui de la Pikauba au point de confluence. À la hauteur de la rivière aux Écorces (PK 10,5), la différence entre la situation actuelle et future devrait être à toutes fins pratiques imperceptible.

En été (période d'alimentation), le refroidissement des eaux pourrait être assez marqué pour entraîner un ralentissement de la croissance chez les diverses espèces présentes. En

ce qui concerne l'omble de fontaine, les températures prévues à la phase d'exploitation à la sortie du réservoir (PK 30,2) sont inférieures aux températures optimales pour la croissance de ce poisson, celles-ci étant de 14-16 °C (Graham, 1949, Beamish, 1964, Hunter, 1991). Toutefois cet impact se fera sentir surtout entre le barrage (PK 30,2) et la rivière Petite Pikauba (PK 25,6), parce que c'est le tronçon le plus touché par la modification du régime thermique. L'impact s'atténuera vers l'aval, pour devenir nul à l'embouchure de la Pikauba.

Par ailleurs, à l'automne, lors de la reproduction des salmonidés (omble de fontaine et ouananiche), aucun impact n'est appréhendé puisque le régime thermique durant la saison de fraie de ces espèces sera pratiquement semblable à celui prévalant en conditions naturelles. Il faut également rappeler qu'il n'y a pas de site de reproduction de l'omble de fontaine dans le secteur le plus touché par la modification du régime thermique et que la ouananiche fréquente un secteur qui sera très peu touché par celle-ci.

En hiver, le changement des températures étant très faible, aucun impact perceptible sur l'incubation et l'éclosion des œufs des salmonidés (omble de fontaine et ouananiche) n'est également anticipé.

Enfin, en ce qui concerne la reproduction printanière des autres espèces (meuniers, cyprins), le réchauffement plus lent des eaux au printemps pourrait modifier légèrement les dates de fraie et la période d'incubation des œufs. Toutefois, le succès de reproduction ne sera pas touché. En effet, il est probable que la période d'incubation des œufs soit légèrement prolongée, mais l'éclosion ne sera pas compromise. Il est à noter que la durée de l'incubation, qui va de 10 à 25 jours, est variable d'une année à l'autre selon les conditions de température.

En ce qui concerne plus spécifiquement l'éperlan arc-en-ciel, comme il fréquente un secteur où la modification du régime thermique sera négligeable (bief d'embouchure), aucun impact sur sa reproduction n'est appréhendé.

En somme, l'impact de la modification du régime thermique sur la faune aquatique réside essentiellement dans le fait que la croissance de l'omble de fontaine et des autres espèces de poissons peut être touchée par le refroidissement de la température de l'eau, surtout dans le secteur compris entre les PK 30,2 et 25,6. L'intensité de cet impact est jugée moyenne, son étendue est locale et sa durée est longue. L'importance de l'impact est donc moyenne (voir le tableau 5-24).

Tableau 5-24 – Évaluation de l'impact de la modification du régime thermique sur la faune aquatique en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne	Longue X	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.2.3.5 Dévalaison des poissons

Le portail d'entrée du canal d'amenée dans le réservoir Pikauba sera situé à plus de 30 m de profondeur lorsque le réservoir est à la cote 418,4. Le débit évacué sera contrôlé par un pertuis de fond.

Bien que des poissons peuvent subir des mortalités en raison des changements de pression brusques et des blessures subies lors de leur passage dans le pertuis de fond, ce phénomène sera très peu fréquent en raison du faible entraînement prévu, même en hiver. En ce qui concerne l'omble de fontaine en particulier, comme il fréquente surtout les strates superficielles (soit entre 0 à 6 m, MEF, 1994), cette espèce est peu susceptible d'être entraînée.

À la cote minimale de 400,5, le pertuis se situera à plus de 10 m de profondeur. Il est possible que la forte densité de poissons dans le plan d'eau résiduel au pied du barrage induise alors un déplacement de spécimens jusqu'à cet endroit. Toutefois, l'entraînement devrait rester faible.

Comme l'entraînement des poissons pourrait être plus marqué en hiver, durant la vidange du réservoir, il a été prévu d'abaisser très graduellement le réservoir. C'est pourquoi la vidange s'étendra sur plus de trois mois, alors qu'elle pourrait se faire beaucoup plus rapidement. De plus, l'abaissement graduel permet de réduire les mortalités par assèchement des poissons piégés dans des pochettes.

L'intensité de l'impact est jugée faible, surtout en regard de l'entraînement peu probable des poissons vers le pertuis de fond. Son étendue est ponctuelle, mais sa durée est longue. L'impact peut être qualifié de mineur (voir le tableau 5-25).

Tableau 5-25 – Évaluation de l'impact de l'entraînement de la dévalaison sur la faune aquatique en phase d'exploitation

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale
Durée	Courte	Moyenne	Longue X
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne
Impact positif		X	Majeure
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.			

5.3 Mercure

5.3.1 La problématique du mercure

5.3.1.1 Généralités

La méthylation du mercure (Hg) est un phénomène naturel qui transforme le mercure inorganique et peu assimilable par les êtres vivants, en une forme organique, le méthylmercure, qui s'accumule dans les tissus biologiques (Jackson, 1988 ; Lucotte et coll., 1999). L'apport de mercure est principalement effectué par voie aérienne et l'industrialisation des 50 dernières années a accru ce phénomène par le transport de mercure d'origine anthropique¹. La mise en eau de réservoir entraîne une augmentation temporaire des teneurs en mercure dans les poissons sans toutefois ajouter de nouveau mercure dans l'écosystème. En effet, la décomposition bactérienne de matières organiques inondées (surtout la partie verte de la végétation et les couvre-sols forestiers) est accompagné d'une méthylation du mercure déjà présent.

La méthylation du mercure le rend plus assimilable par les êtres vivants, de sorte que sa teneur augmente à tous les niveaux de la chaîne trophique (plancton, benthos, insecte, poisson). Les études disponibles indiquent qu'il n'y a pas d'impact majeur sur la survie des organismes ou leur potentiel de reproduction (plusieurs auteurs *in* Lucotte et coll., 1999). Pour les poissons, les teneurs sont plus élevées chez les espèces piscivores en raison de la bioaccumulation plus élevée aux niveaux supérieurs de la chaîne trophique. L'augmentation des teneurs dans les poissons peut potentiellement avoir des répercussions sur les pêcheurs sportifs qui les consomment. Il en est de même de certains oiseaux et mammifères qui se nourrissent essentiellement de poissons. Toutefois, les études

[1] Anthropique : Fait par l'homme; dû à l'existence et à la présence de l'homme.

réalisées sur des espèces piscivores (balbuzard, loutre et vison) au complexe La Grande ont démontré que l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons ne mettaient pas en danger les populations de loutres, de visons et de balbuzards de la région.

Chez ces catégories d'espèces fauniques, le futur réservoir Pikauba n'est pas problématique car :

- les teneurs prévues chez les poissons sont moindres que celles mesurées au complexe La Grande ;
- les habitats riverains du réservoirs seront peu propices pour ces espèces, compte tenu du mode de gestion.

En aval, les teneurs futures sont moindres que dans le réservoir. En conséquence, ces catégories d'espèces ne sont pas prises en considération dans l'analyse qui suit.

La problématique du mercure est donc essentiellement liée à la consommation de poisson par les pêcheurs sportifs, lorsque ces poissons présentent des teneurs en mercure relativement élevées, et les impacts du projet sont analysés sous cet angle.

5.3.1.2 Le mercure dans les poissons

Étant liée à la décomposition de matières organiques inondées, la méthylation du mercure débute lors de la mise en eau d'un réservoir et sera maximale les deux ou trois premières années suivant celle-ci. Le transfert du méthylmercure aux poissons peut s'effectuer par divers types de proies selon différents mécanismes. Le méthylmercure libéré dans la colonne d'eau, peut être adsorbé par les particules en suspension puis filtré par le zooplancton. Il peut aussi s'accumuler dans les larves d'insectes s'alimentant dans les premiers centimètres des sols inondés riches en méthylmercure. Le périphyton, ensemble de bactéries et d'algues, peut également transférer du mercure au zooplancton et aux larves d'insectes grâce à la libération d'éléments nutritifs résultant de la décomposition bactérienne de la matière organique inondée. Après l'accroissement initial, la méthylation du mercure retrouvera progressivement le niveau observé en milieu naturel, avant les aménagements. Selon les enseignements tirés des suivis effectués au complexe La Grande, ce retour aux conditions naturelles se fera après environ 10 ans.

L'évaluation des teneurs en mercure des poissons des milieux perturbés par le projet du réservoir Pikauba est réalisée à l'aide d'un modèle mathématique, développé par la Société d'énergie de la Baie James (Messier et coll., 1985), pour simuler l'évolution des teneurs en mercure des poissons à la suite de la mise en eau de réservoirs. Les calculs prévisionnels ont été réalisés avec des données d'intrants présentées au tableau 5-26.

Les résultats du suivi des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande montrent que toutes les espèces de poissons ont connu une augmentation de leurs teneurs en mercure de 3 à 6 fois supérieures à celles observées en milieu naturel, selon les

réservoirs et les espèces considérés. L'ampleur de l'augmentation est fonction de plusieurs facteurs tels que la superficie terrestre inondée, la durée de mise en eau, le temps de séjour des eaux dans le réservoir, le volume d'eau, l'importance des fluctuations du niveau d'eau, le régime alimentaire des principales espèces de poissons, etc. Le modèle utilisé tient compte de ces principaux facteurs.

Le tableau 5-26 présente les teneurs en mercure simulées pour le réservoir Pikauba, en comparant avec les données utilisées pour calibrer le modèle sur le réservoir Robert-Bourassa. Le taux de renouvellement est calculé en fonction du volume et du débit moyen annuel. Le taux de disparition du phosphore est calculé en fonction du taux de renouvellement. Les durées de demi-vie de la matière organique et du mercure sont estimées en fonction de la latitude à partir de valeurs calculées pour le complexe La Grande.

Tableau 5-26 – Données utilisées pour simuler la teneur en mercure dans les poissons du réservoir Robert-Bourassa et du réservoir Pikauba

Caractéristique	Unités	Réservoir Robert-Bourassa	Réservoir Pikauba
Superficie terrestre inondée	km ²	2 639	15,4
Volume du réservoir	km ³	62,4	0,1
Débit moyen annuel	m ³ /s	1 700	21
Taux annuel de renouvellement des eaux	—	0,86	7
Concentration initiale en phosphore	ppb	9	9
Taux annuel de disparition du phosphore	—	1,67	6
Indice de la quantité de matière organique décomposable (en)	g de C labile/m ²	530	600
Demi-vie de la matière organique	jours	600	500
Concentration initiale du mercure			
Meunier rouge	ppm		0,22
Omble de fontaine	ppm		0,23
Demi-vie du mercure dans le poisson	jours	1 000	900
Note : sans superprédation			

Le suivi des teneurs en mercure des poissons du complexe La Grande révèle que le mercure est exporté en aval des réservoirs, mais que l'effet additif des teneurs en mercure dans les poissons d'un réservoir à un autre est très faible (Brouard et coll., 1994). Les auteurs suggèrent que le taux de dilution des eaux du réservoir par celles de tributaires et la présence de grandes masses d'eau, permettant l'utilisation ou la sédimentation du mercure, seraient les facteurs influençant le faible degré d'augmentation des teneurs en mercure en aval.

D'ailleurs, une étude réalisée en 1997 en aval du réservoir Caniapiscou a démontré qu'une partie importante du mercure exporté en aval des réservoirs se trouve fixé sur les particules en suspension dans l'eau, lesquelles peuvent se déposer au fond d'un milieu lacustre à temps de séjour des eaux long, de sorte que le mercure ne soit plus transférable aux poissons (Schetagne et coll. 2000). Une autre partie du mercure exporté se retrouve dans le zooplancton (*Op. cit.*), lequel, en arrivant dans un milieu à temps de séjour des eaux long, peut être consommé localement par les poissons dès son arrivée, de sorte que le mercure qu'il contient n'est plus disponible pour les poissons de l'ensemble de ce milieu.

Les hypothèses d'exportation du mercure retenues dans le cadre des prévisions effectuées à l'aide du modèle tiennent compte de ces deux facteurs. La répartition des débits présentée au tableau 5-27 a été utilisée pour établir le degré d'augmentation des teneurs dans les poissons des milieux récepteurs en aval du futur réservoir Pikauba.

Dans ce tableau, le paramètre A correspond uniquement à l'effet de la dilution. Dans le cas du lac Kénogami, il représente la proportion de l'augmentation prévue dans les poissons du réservoir Pikauba qu'il faut attribuer aux poissons du lac Kénogami dans son ensemble, s'il y avait uniquement l'effet de la dilution. Ce paramètre A se calcule selon la proportion du débit total transitant dans le lac Kénogami en provenance du réservoir Pikauba (environ 25 % dans ce cas).

Le paramètre C correspond à l'effet de la déposition du mercure dans le lac Kénogami, ainsi que celui de la consommation du zooplancton provenant du réservoir Pikauba par les poissons dès son arrivée dans le lac. Ces deux phénomènes font en sorte que le mercure n'est plus disponible pour les poissons de l'ensemble du lac Kénogami. Ce paramètre C est évalué en fonction du taux de renouvellement des eaux du milieu récepteur (paramètre B) selon les critères présentés au bas du tableau 5-27. Si la dilution n'était pas considérée, 30 % de l'augmentation prévue dans les poissons du réservoir Pikauba serait accumulée par l'ensemble des poissons du lac Kénogami. L'effet cumulatif de la dilution, d'une part, et de la déposition du mercure et de la consommation locale du zooplancton, d'autre part, est obtenu en faisant le produit de chacun de ces deux mécanismes (paramètre C \times paramètre A). Dans le cas qui nous intéresse, c'est 30 % (déposition et consommation) du 25 % (dilution), soit 8 % de l'augmentation prévue dans les poissons du réservoir du Pikauba qu'il faut attribuer aux poissons du lac Kénogami (voir le tableau 5-27). Cette faible augmentation n'aura pas de répercussion significative sur les teneurs en mercure des poissons du lac Kénogami.

Tableau 5-27 – Calcul du taux d'exportation de mercure en aval du réservoir Pikauba

Paramètres	Unités	Réservoir Pikauba	Secteur de la Pikauba entre le barrage et la rivière aux Écorces	Secteur de la Pikauba entre la confluence avec la rivière aux Écorces et le lac Kénogami	Lac Kénogami
Débit moyen annuel	(m ³ /s)	21	28,3	65,1	82,2
Débit moyen annuel provenant du réservoir Pikauba	(m ³ /s)	—	21	21	21
Proportion du débit du milieu récepteur provenant du réservoir Pikauba (A)	(%)	—	70	30	25
Taux de renouvellement des eaux du milieu récepteur (nombre de fois par année) (B)		—	> 12	> 12	2,59
Proportion du mercure libéré en amont qui s'accumule dans les poissons du milieu récepteur (C) ^a	(%)	—	100	100	30
Proportion de l'augmentation en mercure des poissons du réservoir Pikauba transférée aux poissons du milieu récepteur (A × C)	(%)	—	70	30	8
<p>a si (B) < ou = 2 : (C) = 20 % si 2 < (B) < ou = 5 : (C) = 30 % si 5 < (B) < ou = 8 : (C) = 40 % si 8 < (B) < ou = 12 : (C) = 50 % si (B) > ou = 12 : (C) = 100 %</p>					

Les résultats des simulations sont présentés au tableau 5-28 (réservoir Pikauba) et au tableau 5-29 (aval du réservoir Pikauba). Pour les poissons du réservoir Pikauba, le facteur maximal d'augmentation des teneurs en mercure des meuniers rouges et des ombles de fontaine, de 300 mm de longueur, est d'environ 5. L'augmentation des teneurs en mercure serait significative pour une période d'environ 20 ans. En effet, les teneurs en mercure retourneraient, après 18 ou 19 années, à des valeurs comprises dans l'étendue de variation enregistrée pour les grands corégones des lacs naturels de la région, qui s'étend de 0,17 à 0,26 mg/kg selon Belzile et Valentine (1991).

Il est à noter que ces prévisions sont pessimistes et correspondent au scénario « du pire cas probable », car elles supposent un réservoir stable à la cote 418,4 m, sans vidange annuelle. En considérant cette vidange et son effet négatif sur les organismes benthiques, il est raisonnable de penser que le transfert du mercure depuis les sols inondés vers les poissons sera beaucoup moins prononcé de sorte que les teneurs en mercure dans ces derniers seront moindres.

Pour les meuniers rouges et les ombles de fontaine de 300 mm de longueur qui seraient capturés dans la rivière Pikauba, entre le site du futur barrage et la confluence avec la

Petite rivière Pikauba, la teneur maximale en mercure prévue (0,83 mg/kg) correspond à un facteur d'augmentation de 4 par rapport aux valeurs actuelles (voir le tableau 5-29). Le retour à des teneurs représentatives des milieux naturels s'effectuerait environ 18 ans après la mise en eau du réservoir Pikauba.

Pour les meuniers rouges et les ombles de fontaine de 300 mm de longueur capturés dans la rivière Pikauba, entre sa confluence avec la rivière aux Écorces et le lac Kénogami, la teneur maximale en mercure prévue (0,49 mg/kg) correspond à un facteur d'augmentation de 2 par rapport aux valeurs actuelles (voir le tableau 5-29). Le retour à des teneurs représentatives des milieux naturels s'effectuerait environ 14 ans après la mise en eau du réservoir Pikauba.

En ce qui concerne les poissons du lac Kénogami, aucune augmentation significative des teneurs en mercure n'est prévue.

Pour les poissons de la rivière Pikauba en aval du réservoir du même nom, les augmentations prévues peuvent aussi être considérées comme étant pessimistes et correspondent également au scénario « du pire cas probable ». En effet, elles sont évaluées en fonction des prévisions pessimistes du réservoir Pikauba et correspondent au cas où l'eau serait évacuée par la surface et non par le fond. En évacuant l'eau par le fond, il y aura moins de zooplancton de transférer en aval et donc moins de mercure disponible pour les poissons en aval, car l'étude de Schetagne et coll. (2000) a démontré que le transfert par le zooplancton était très important.

Tableau 5-28 – Résultats des simulations des teneurs en mercure des meuniers rouges et des ombles de fontaine de 300 mm du réservoir Pikauba

Âge du réservoir	Teneurs en phosphore total (mg/kg)	Teneurs en mercure total des meuniers rouges (mg/kg)	Teneurs en mercure total des ombles de fontaine (mg/kg)
0 an	9	0,22	0,23
1 an	31	0,75	0,78
2 ans	24	0,98	1,03
3 ans	19	1,04	1,08
4 ans	16	1,00	1,05
5 ans	14	0,92	0,96
6 ans	12	0,82	0,86
7 ans	11	0,72	0,76
8 ans	10	0,63	0,66
9 ans	10	0,55	0,58
10 ans	10	0,49	0,51
11 ans	9	0,43	0,45
12 ans	9	0,39	0,40
13 ans	9	0,35	0,37
14 ans	9	0,32	0,34
15 ans	9	0,30	0,31
16 ans	9	0,28	0,29
17 ans	9	0,27	0,28
18 ans	9	0,26	0,27
19 ans	9	0,25	0,26
20 ans	9	0,24	0,25
21 ans	9	0,24	0,25
22 ans	9	0,23	0,24
23 ans	9	0,23	0,24
24 ans	9	0,23	0,24
25 ans	9	0,23	0,24
26 ans	9	0,22	0,23
27 ans	9	0,22	0,23
28 ans	9	0,22	0,23
29 ans	9	0,22	0,23
30 ans	9	0,22	0,23

Tableau 5-29 – Résultats des simulations des teneurs en mercure des meuniers rouges et des ombles de fontaine de 300 mm en aval du réservoir Pikauba

Âge du réservoir	Tronçon de la rivière Pikauba entre sa confluence avec la Petite rivière Pikauba et celle de la rivière aux Écorces (mg/kg)	Tronçon de la rivière Pikauba entre sa confluence avec la rivière aux Écorces et le lac Kénogami (mg/kg)
0 an	0,23	0,23
1 an	0,62	0,40
2 ans	0,79	0,47
3 ans	0,83	0,49
4 ans	0,80	0,48
5 ans	0,74	0,45
6 ans	0,67	0,42
7 ans	0,60	0,39
8 ans	0,53	0,36
9 ans	0,48	0,34
10 ans	0,43	0,31
11 ans	0,38	0,30
12 ans	0,35	0,28
13 ans	0,33	0,27
14 ans	0,31	0,26
15 ans	0,29	0,25
16 ans	0,27	0,25
17 ans	0,27	0,25
18 ans	0,26	0,24
19 ans	0,25	0,24
20 ans	0,24	0,24
21 ans	0,24	0,24
22 ans	0,24	0,23
23 ans	0,24	0,23
24 ans	0,24	0,23
25 ans	0,24	0,23
26 ans	0,23	0,23
27 ans	0,23	0,23
28 ans	0,23	0,23
29 ans	0,23	0,23
30 ans	0,23	0,23

5.3.2 Impacts sur la consommation de poisson par les populations humaines en phase de construction

Il n'y aura pas de modification du taux de méthylation du mercure pendant la phase de construction. Aucune répercussion n'est donc appréhendée.

5.3.3 Impacts sur la consommation de poisson par les populations humaines en phase d'exploitation

Le Gouvernement du Québec publie régulièrement le *Guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce* (MEF et MSSS, 1995). Ce guide est basé sur les doses journalières admissibles fixées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Il recommande un nombre maximal de repas par mois qui tient compte de l'espèce de poisson, de sa taille et de son niveau moyen de concentration en mercure dans un plan d'eau donné. Le calcul considère les données suivantes :

- une dose journalière admissible de 0,47 g de mercure par kilogramme de poids corporel ;
- un poids corporel de 60 kg ;
- une portion de 230 g (8 onces) de poisson frais par repas.

Les résultats de ce nombre de repas par mois, appliqués aux teneurs actuelles et futures prévues pour des spécimens de 300 mm de longueur, sont présentés au tableau 5-30 pour deux espèces. Pour les meuniers et les ombles de fontaine du réservoir Pikauba et du tronçon de la rivière Pikauba en amont de sa confluence avec la rivière aux Écorces, le nombre de repas suggéré par mois diminuerait de 8 à environ 4 repas par mois pendant une période d'une dizaine d'années. Par la suite il n'y aurait plus d'effet sur le taux de consommation suggéré. Par ailleurs, cette restriction vise essentiellement les poissons résidants (meuniers, omble de fontaine, ouananiche), alors que pour l'éperlan arc-en-ciel qui utilise cette rivière seulement lors de périodes limitées, l'effet est négligeable et aucune restriction ne s'applique.

Pour les poissons qui seraient capturés en aval de la confluence avec la rivière aux Écorces, comme l'éperlan arc-en-ciel au printemps lors de sa reproduction, le projet n'aurait pas d'effet significatif sur la bioaccumulation, surtout que l'espèce n'est pas résidente, ainsi que sur le nombre de repas actuellement suggéré.

Tableau 5-30 – Suggestion de consommation des poissons du réservoir Pikauba et de la rivière Pikauba en aval selon le guide de consommation du poisson de pêche sportive en eau douce (ombles de fontaine et meuniers rouges de 300 mm)

Secteur	Concentration actuelle de mercure (mg/kg)	Nombre maximal actuel de repas par mois	Concentration future maximale de mercure (mg/kg)	Nombre maximal de repas après inondation	Nombre maximal de repas par mois après 10 ans	Nombre maximal de repas par mois après 15 ans	Nombre maximal de repas par mois après 20 ans
Réservoir Pikauba	0,23	8	1,08	3	8	8	8
Tronçon de la rivière Pikauba entre le barrage et la confluence avec la rivière aux Écorces	0,23	8	0,83	5	8	8	8
Rivière Pikauba entre la confluence avec la rivière aux Écorces et le lac Kénogami	0,23	8	0,49	8	8	8	8

Considérant : une exposition tolérable de 0,47 µg de mercure par jour, par kilogramme de poids corporel ;
 un adulte de 60 kg de poids corporel ;
 une portion de 230 g (8 onces) de poisson par repas.

Il est à noter que le projet n'aura que très peu de répercussions sur la consommation de poissons par les pêcheurs sportifs. D'une part, les meuniers rouges sont très peu consommés, et d'autre part, la production en ouananiche dans la rivière Pikauba est très faible, alors que celle en ombles de fontaine du réservoir Pikauba devrait être très faible étant donné les fluctuations marquées de niveau qui y sont prévues.

En vertu de ce qui a été présenté à la section 5.3.1 et des résultats fournis au tableau 5-27 et au tableau 5-28, l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons résidants sera maximale environ 3 ans après la mise en eau et la période de retour aux valeurs des milieux naturels s'étendrait sur environ 18 ans pour le réservoir Pikauba et sur environ 14 ans pour le tronçon compris entre le barrage et la confluence de la rivière aux Écorces selon un scénario pessimiste. Aucune augmentation significative n'est prévue pour le lac Kénogami.

Les conséquences pour les populations humaines seraient la réduction de moitié de la consommation maximale des poissons résidants provenant du réservoir Pikauba ou du tronçon situé entre le barrage et la confluence de la rivière aux Écorces.

Aucune mesure d'atténuation spécifique n'est proposée en fonction du mercure, mais la coupe forestière prévues dans les zones qui seront inondées, ainsi que le brûlage des résidus de bois de coupe et de la strate arbustive, permettra de réduire la quantité de matières organiques mise en disponibilité dans le réservoir. Toutefois, comme il y aura une augmentation significative de la méthylation du mercure, le scénario pessimiste est maintenu pour l'évaluation des impacts sur la consommation humaine. Des suivis permettront de préciser l'évolution du phénomène (voir la section 8.2.2.4).

Le tableau 5-31 qualifie l'impact appréhendé. L'intensité de l'impact est jugée faible puisque la consommation de poisson devra être réduite, qu'elle touche des espèces peu recherchées ou qui seront en quantité très limitée et donc peu disponibles à la récolte. L'étendue est locale car elle est limitée à la zone d'étude, alors que la durée est longue puisqu'elle excède 5 ans. L'importance de l'impact est donc moyenne. Soulignons, par ailleurs, que le passage de 8 à 4 repas de poisson par mois réduit l'importance de l'impact, puisque les québécois consomment, en moyenne, seulement deux repas de poisson par mois (43 % n'en consommant pas), en incluant le poisson pané, congelé (Dewailly et coll., 2000).

Tableau 5-31 – Évaluation de l'impact de la teneur en mercure sur la consommation de poisson en phase d'exploitation

Intensité	Faible X	Moyenne		Forte
Étendue	Ponctuelle	Locale X		Régionale
Durée	Courte	Moyenne		Longue X
Importance de l'impact négatif Impact positif	Négligeable	Mineure	Moyenne X	Majeure
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.4 Amphibiens et reptiles

5.4.1 Description

La grenouille du Nord et la rainette crucifère sont les deux espèces qui ont été le plus souvent vues ou entendues lors des périodes d'écoute effectuées dans la zone d'étude au printemps 2001. Ces deux espèces ont été répertoriées dans respectivement 11 et 9 stations d'échantillonnage (soit 10 % et 8 % des stations). Les autres espèces étaient très peu fréquentes (moins de 3 % des stations). La plupart de ces espèces ont été observées dans des marais, marécages ainsi que dans des peuplements mélangés matures et feuillus jeunes. Ces observations ont été effectuées, en grande partie, dans une bande de 0 à 2 km en périphérie du réservoir projeté et dans le secteur du réservoir projeté lui-même.

Un deuxième inventaire effectué à la mi-juillet a permis de détecter la présence d'une espèce de salamandre et 5 espèces d'amphibiens (voir le tableau 5-32). Il est possible que la seule salamandre observée lors de cet inventaire soit la salamandre maculée. Les espèces d'amphibiens (anoures) observées dans le cadre de l'inventaire à l'aide de parcelles, soit le crapaud d'Amérique, la rainette crucifère, la grenouille du Nord, la grenouille des bois et la grenouille léopard, ont aussi été observées lors des périodes d'écoute. Selon *l'Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec* (Bider et Matte, 1994), la rainette crucifère et la grenouille des bois ont été recensées à proximité de la zone, dans le secteur de la rivière Cyriac alors que la salamandre maculée et la grenouille des bois ont été répertoriées à moins de 5 km au sud du lac Kénogami (près du Petit lac Moncouche).

Les ruisseaux tranquilles, les lacs, les étangs, les marais, les marécages, les tourbières et les zones inondées représentent des habitats de reproduction ou d'alimentation propices pour ces amphibiens (voir le tableau 5-32). Le triton vert, la salamandre à points bleus, la salamandre maculée, la salamandre rayée, le crapaud d'Amérique et la grenouille des bois affectionnent aussi les forêts où le sol est caractérisé par une épaisse couche de débris organiques (exemple : forêts de feuillus).

Tableau 5-32 – Espèces d'amphibiens et de reptiles présentes dans la zone d'étude ou à proximité de celle-ci

Espèce	Source des observations			Habitats privilégiés ^d
	Période d'écoute et entre les points d'écoute (inventaire oiseaux forestiers) ^a	Parcelle 5 × 10 m et entre les parcelles (inventaire oiseaux aquatiques) ^b	Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec ^c	
Salamandre maculée		X	X	Forêt feuillue, tourbière
Crapaud d'Amérique	X	X		Forêt, champ
Rainette crucifère	X	X	X	Tourbière, marais, prés inondé, anse de lac
Grenouille verte	X			Bord de lac, étang, marécage, cours d'eau tranquille
Grenouille du Nord	X	X		Marécage, rive des étangs, ruisseau, tourbière
Grenouille des bois	X	X	X	Forêt, étang
Grenouille léopard	X	X	X	Champ, lac, étang
Couleuvre rayée	X			Habitats diversifiés (forêt, champ, marécage)
<p>X Espèces présentes</p> <p>a. Inventaire effectué en juin 2001</p> <p>b. Inventaire effectué en juillet 2001</p> <p>c. Les individus ont été observés à l'extérieur de la zone d'étude (à moins de 30 km) ; banque de données informatisée</p> <p>d. Tiré de Bider et Matte (1994)</p>				

5.4.2 Impacts en phase de construction

Les principales sources d'impact sur les espèces d'amphibiens et de reptiles sont liées au déboisement des aires de chantier, du site de l'usine de béton, à l'exploitation des bancs d'emprunt, à la présence du batardeau de la digue B, à la mise en place du canal de dérivation ainsi qu'à la circulation des camions et au transport de la machinerie. Les superficies à déboiser pour ces infrastructures totalisent environ 40 ha. Bien que le déboisement du réservoir projeté (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts relatifs à cette activité seront abordés dans la section traitant des impacts liés à la phase d'exploitation puisqu'ils occasionnent des pertes permanentes d'habitat.

La perte temporaire d'habitats forestiers associée au déboisement des aires de chantier et du site de l'usine de béton est susceptible d'affecter un certain nombre d'espèces, particulièrement celles davantage associées au milieu forestier. Ainsi, les espèces comme la salamandre à points bleues, la salamandre maculée, le crapaud d'Amérique et la grenouille des bois, sont susceptibles d'être touchées par la perte de milieux forestiers, qui représentent pour elles des lieux propices à l'alimentation et à la reproduction.

Les surfaces aménagées durant les activités de construction seront peu propices aux amphibiens et aux reptiles compte tenu de l'absence de couvert végétal. Ces lieux seront donc peu fréquentés et même évités, sauf lors des migrations entre les sites d'alimentation et les lieux d'accouplement (généralement des étangs) qui peuvent, dans certains cas, être de part et d'autre des surfaces aménagées. Toutefois, lorsque les travaux seront terminés et le couvert végétal sera rétabli à la suite de la remise en état des lieux, ces aires seront possiblement à nouveau fréquentées par certaines espèces d'amphibiens et de reptiles (exemple : crapaud d'Amérique, grenouille des bois, couleuvre rayée).

La présence du batardeau pour la construction de la digue B réduira le débit de l'affluent PP-1 en aval de cet ouvrage. Cette réduction du débit est susceptible d'affecter l'habitat de certaines espèces davantage associées aux ruisseaux, telles que le triton vert et la salamandre à deux lignes. Les impacts seront toutefois circonscrits à quelques centaines de mètres en aval du batardeau et ce, jusqu'à un étang à castor, qui contrôle les apports d'eau issus du bassin résiduel vers l'aval de l'affluent.

Les faibles pertes d'habitats, la circulation et le transport des matériaux pourront avoir un incidence sur le taux de mortalité mais il est actuellement très difficile de quantifier cet effet.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus, de limiter les opérations de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement des aires de travail ainsi que de protéger les habitats fréquentés tels que les rives de lacs et de cours d'eau et les marécages.

L'importance de l'impact sur les amphibiens et les reptiles est mineure (voir le tableau 5-33). En effet, l'intensité de l'impact a été jugée faible compte tenu que l'intégrité et la répartition des populations touchées seront peu affectés. Puisque ces travaux seront essentiellement circonscrits aux aires de chantier, l'étendue de l'impact est jugée ponctuelle. Enfin, la durée de cet impact a été jugée moyenne puisque les travaux affecteront trois saisons de reproduction chez ces vertébrés.

Tableau 5-33 – Évaluation de l'impact sur les amphibiens et les reptiles en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

5.4.3 Impacts en phase d'exploitation

Les principales sources d'impact liées à la phase d'exploitation sont la mise en eau ainsi que la présence et la gestion du réservoir Pikauba. Ceci entraînera la perte permanente d'habitats propices comme les marécages (292 ha), les marais (143 ha), les herbiers aquatiques (26 ha ; eaux peu profondes) et les tourbières (22 ha). Ces milieux humides sont fréquentés par plusieurs espèces et sont des habitats d'alimentation et de reproduction importants. De plus, la diminution du débit de l'affluent PP-1 en aval de la digue B est susceptible d'affecter certaines espèces. Enfin, compte tenu du mode de gestion de ce futur réservoir, la possibilité de reconstitution de milieux humides sera très réduite.

Bien que le déboisement du réservoir (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts de cette activité sont traités à la phase d'exploitation en raison du caractère permanent de ces impacts. Ainsi, la perte permanente de ces habitats forestiers affectera les espèces davantage associées au milieu terrestre et forestier comme la grenouille des bois, la rainette crucifère et la couleuvre rayée.

Le déboisement et la mise en eau initiale pourront causer une augmentation du taux de mortalité des populations présentes directement par la noyade ou indirectement par la prédation. Par ailleurs, certaines espèces pourront fréquenter les abords du nouveau plan d'eau et les baies abritées créées par l'ennoiement au printemps et tout au long de l'été. Cependant, compte tenu du faible potentiel de reconstitution des milieux riverains, la

qualité des nouveaux habitats sera moindre et ces derniers occuperont également une superficie beaucoup plus réduite.

Aucune mesure d'atténuation n'est proposée. Globalement, l'importance de l'impact sur les amphibiens et les reptiles est moyenne (voir le tableau 5-34). En effet, l'intensité est jugée moyenne puisqu'une partie des populations présentes risque d'être touchée par la perte d'habitats terrestres et humides. Dans certains cas, la distribution de certaines espèces pourrait être modifiée. L'étendue de l'impact est jugée locale puisqu'il concerne la superficie du réservoir. La durée de l'impact est longue puisque les pertes d'habitats sont permanentes.

Tableau 5-34 – Évaluation de l'impact sur les amphibiens et les reptiles en phase d'exploitation

Intensité	Faible		Moyenne X	Forte
Étendue	Ponctuelle		Locale X	Régionale
Durée	Courte		Moyenne	Longue X
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.5 Oiseaux

5.5.1 Description

Selon les données récoltées pour l'élaboration de *l'Atlas des oiseaux nicheurs* (Gauthier et Aubry, 1995), 99 espèces ont été observées dans le secteur de la zone d'étude ou à proximité de cette dernière. Ce secteur est bordé à l'ouest par la rivière aux Écorces, à l'est par la rivière Cyriac, au nord par l'embouchure de la Petite rivière Pikauba avec la rivière Pikauba et au sud par le mont Apica. Parmi les espèces recensées dans cette région, 31 ont été reconnues comme nicheuses. Ainsi, dans le but de préciser davantage la présence d'espèces aviaires nicheuses dans le secteur du réservoir Pikauba projeté et en périphérie, un inventaire des oiseaux aquatiques et des oiseaux de proie, de même qu'un dénombrement des oiseaux forestiers ont été réalisés au printemps et à l'été 2001. Ces inventaires ont permis d'observer 119 espèces.

5.5.1.1 Sauvagine et autres oiseaux aquatiques

Les survols de tous les types de milieux aquatiques (étang, ruisseau, rivière et lac), effectués en mai et juillet 2001, ont permis de dénombrer 26 espèces dont 11 espèces de sauvagine, 3 espèces de grands échassiers, 4 espèces de limicoles ainsi que le plongeon huard (voir le tableau 5-35). La bécassine des marais fut également observée lors de l'inventaire des passereaux.

En mai 2001, la nidification de la bernache du Canada a été confirmée par l'observation d'un nid contenant quatre œufs. Ce nid était situé sur une île de la rivière Pikauba, dans le secteur sud du réservoir projeté. Il est fort probable que cette observation soit une première mention de nidification de la bernache du Canada pour la zone d'étude. De plus, la nidification de 7 autres espèces d'oiseaux aquatiques, dont le canard noir, la sarcelle d'hiver, le harle couronné et le garrot à œil d'or a été confirmée par l'observation d'au moins une couvée en juillet 2001 dans la zone d'étude (voir le tableau 5-35).

Parmi les espèces observées lors des recensements printanier et estival, la sarcelle d'hiver, le canard noir, le grand harle, le harle couronné et le fuligule à collier étaient les espèces les plus abondantes en termes de nombre de couples ou d'individus (voir le tableau 5-35). Le chevalier grivelé a également été aperçu à plusieurs reprises le long des cours d'eau, notamment la rivière Pikauba. Lors de l'inventaire de la zone d'étude au printemps, plusieurs couples nicheurs de la sauvagine ont été notés dans la portion de la rivière Pika située dans le réservoir projeté, dans la portion de la rivière Pikauba située à l'intérieur des limites du réservoir projeté, ainsi que sur le ruisseau de la digue B entre le lac de tête et le site de la digue (voir la carte 2-7 à l'annexe E). Cependant, près de 65 % des observations de couples de sauvagine et d'autres oiseaux aquatiques ont été réalisées à l'extérieur des limites du réservoir projeté, soit dans la partie aval de la rivière Pikauba et dans les nombreux étangs à castors et petits lacs situés en périphérie.

Le canard noir, la sarcelle d'hiver et le harle couronné sont les espèces pour lesquelles le plus grand nombre de couvées ont été aperçues (entre 7 et 14 couvées ; voir le tableau 5-35). Par ailleurs, des couvées de sarcelle d'hiver, de canard noir, de harle couronné et de grand harle ont été aperçues sur les cours d'eau et les plans d'eau situés dans le secteur du réservoir projeté. Plusieurs couvées ont été observées dans le secteur d'un petit lac situé à environ 1 km à l'ouest du réservoir projeté (secteur de la rivière Pika) ainsi que sur un petit lac situé dans le secteur du réservoir projeté à environ 1 km au sud-ouest du futur barrage. De plus, 19 canetons (2 couvées ; canard noir et grand harle) ont aussi été aperçus dans le secteur du lac Custeau (lac de tête de la rivière Pika) et 16 autres canetons (2 couvées de canard noir) sur l'affluent PP-1 (intérieur du réservoir projeté) (voir la carte 2-7 à l'annexe E). Au total, près de 78 % des observations de couvées de sauvagine ont été réalisées à l'extérieur des limites projetées du réservoir, dans les nombreux étangs à castors et petits lacs situés en périphérie.

Tableau 5-35 – Abondance des espèces d'oiseaux aquatiques observées au printemps et à l'été 2001 à l'intérieur et à l'extérieur des limites du réservoir projeté

Espèce	Inventaire de mai		Inventaire de juillet	
	Nombre de couples	Nombre d'individus	Nombre d'individus	Nombre de couvées
Intérieur du réservoir				
Bernache du Canada	2	4	0	0
Canard branchu	0	0	2	0
Sarcelle d'hiver	15	35	22	2
Canard noir	13	39	10	5
Canard colvert	0	0	6	0
Fuligule sp.	1	2	2	0
Fuligule à collier	0	0	2	0
Garrot à œil d'or	0	3	2	0
Harle couronné	0	0	6	1
Grand harle	4	19	10	2
Butor d'Amérique	s.o.	0	2	s.o.
Grand héron	s.o.	0	4	s.o.
Chevalier sp.	s.o.	1	0	s.o.
Chevalier solitaire	s.o.	0	2	s.o.
Chevalier grivelé	s.o.	11	0	s.o.
Bécasse d'Amérique	s.o.	0	1	s.o.
Total intérieur du réservoir	35	114	71	10
Extérieur du réservoir				
Extérieur du réservoir projeté				
Bernache du Canada	0	6	0	0
Barboteur sp.	0	0	0	1
Canard branchu	0	0	14	0
Sarcelle sp.	1	2	0	0
Sarcelle d'hiver	10	24	22	8
Canard noir	11	36	22	9
Canard colvert	7	12	6	2
Fuligule sp.	1	2	0	0
Fuligule à collier	8	25	30	1
Petit fuligule	0	0	4	0
Garrot sp.	1	2	0	1
Garrot à œil d'or	6	12	12	2
Harle couronné	9	21	14	6
Harle sp.	1	2	12	3
Grand harle	8	24	14	2
Harle huppé	2	16	0	0
Plongeon huard	1	2	0	0
Butor d'Amérique	s.o.	2	3	s.o.
Grand héron	s.o.	2	4	s.o.
Bihoreau gris	s.o.	0	2	s.o.
Râle de Virginie	s.o.	0	1	s.o.
Chevalier sp.	s.o.	1	0	s.o.
Chevalier solitaire	s.o.	0	1	s.o.
Chevalier grivelé	s.o.	31	0	s.o.
Total à l'extérieur du réservoir	66	222	161	35
Total global (réservoir et extérieur)	101	336	232	45

s.o. : sans objet.

Dans le cadre des inventaires effectués en 1996, 1997 et 2000, pour le Plan conjoint sur le Canard noir (PCCN), plusieurs couples d'anatidés ont été observés dans une parcelle-échantillon (25 km²) située à environ 20 km au nord-ouest du réservoir projeté (données fournies par Daniel Bordage, Service canadien de la faune [SCF]). Les espèces de sauvagine observées lors des inventaires du PCCN ont également été aperçues lors de l'inventaire du printemps 2001 dans la zone d'étude. La densité de couples nicheurs observée dans le secteur du réservoir Pikauba projeté s'élève à 207 couples/100 km², ce qui est très similaire à la densité observée dans la parcelle échantillonnée lors des inventaires effectués pour le PCCN (238 couples/100 km²; données fournies par Daniel Bordage, SCF).

D'autre part, la densité des couples dans le réservoir Pikauba projeté (207 couples/100 km²) dépasse largement celle observée dans le secteur du réservoir Sainte-Marguerite 3 projeté au printemps 1994 (31 couples/100 km²; G.R.E.B.E., 1994). La présence d'étangs, de marais et d'herbiers aquatiques dans le secteur du réservoir Pikauba projeté est favorable à l'élevage des canetons, notamment ceux des canards barboteurs qui se nourrissent essentiellement d'insectes et de végétaux.

5.5.1.2 Oiseaux de proie

Sept espèces d'oiseaux de proie ont été observées lors des relevés aériens effectués le long des falaises et des escarpements rocheux de la zone d'étude (voir le tableau 5-36). À ces espèces, viennent s'ajouter l'autour des palombes observé lors d'un inventaire de l'original à l'hiver 2001, le pygargue à tête blanche, le busard Saint-Martin et le faucon pèlerin qui ont été observés en vol ou entendus lors de l'inventaire des oiseaux forestiers au printemps 2001.

La nidification de deux espèces d'oiseaux de proie et du grand corbeau a été confirmée grâce à l'observation de deux nids de buse à queue rousse, un nid de grand corbeau et un nid de grand duc d'Amérique (voir le tableau 5-36). Lors de l'inventaire de juillet 2001, un oisillon était présent dans chacun des deux nids de buse à queue rousse. Des adultes incubaient sur ces nids lors du premier inventaire effectué au mois de mai précédent. Les nids de grand duc et de grand corbeau étaient inoccupés au moment de l'inventaire de juillet alors qu'un oisillon était présent dans le nid de grand duc lors du premier inventaire. Un des nids de buse à queue rousse et les nids de grand duc et de grand corbeau ont été localisés dans les falaises situées à moins de un kilomètre du réservoir projeté (côté ouest), alors que le deuxième nid de buse a été repéré à près de 10 km du réservoir projeté, dans le secteur du lac aux Canots.

La faible densité d'oiseaux de proie dans la zone d'étude est certainement liée au fait que peu d'habitats de nidification sont disponibles à proximité pour les espèces nichant dans les falaises.

Tableau 5-36 – Observations d'oiseaux de proie et du grand corbeau effectuées dans la zone d'étude au printemps et à l'été 2001

Inventaire de mai

Espèce	Nature et nombre d'observations				
	Mâle	Femelle	Sexe indet.	Adulte au nid	Adulte et jeune au nid
Réservoir projeté					
Épervier brun	2	0	0	0	0
Buse à queue rousse	0	0	2	0	0
Extérieur du réservoir projeté					
Buse sp.	0	0	1	0	0
Petite Buse	0	0	2	0	0
Buse à queue rousse	0	0	9	2	0
Crécerelle d'Amérique	3	0	4	0	0
Faucon sp.	0	0	1	0	0
Faucon émerillon	1	0	0	0	0
Grand duc d'Amérique	0	1	0	0	1
Grand corbeau	0	1	1	1	0
Total	6	2	20	3	1

Inventaire de juillet

Espèce	Nature et nombre d'observations					
	Mâle	Femelle	Sexe indet.	Adulte et jeune au nid	Jeune au nid	Nid inoccupé
Réservoir projeté						
Buse à queue rousse	0	0	1	0	0	0
Crécerelle d'Amérique	1	2	1	0	0	0
Extérieur du réservoir projeté						
Balbusard pêcheur	0	0	1	0	0	0
Buse à queue rousse	0	1	4	1	1	0
Crécerelle d'Amérique	0	2	0	0	0	0
Faucon sp.	0	0	1	0	0	0
Grand duc d'Amérique	0	0	2	0	0	1
Grand corbeau	0	0	0	0	0	1
Total	1	5	10	1	1	2

5.5.1.3 Oiseaux forestiers

L'inventaire des oiseaux forestiers effectué en juin 2001 a permis de recenser 86 espèces. La majorité d'entre elles étaient des espèces de passereaux (60 espèces), alors que 4 espèces de sauvagine, 6 espèces d'oiseaux de proie, 5 espèces de pics, 4 espèces de limicoles, 3 espèces de grands échassiers et 2 espèces de tétraonidés ont également été observées.

La nidification de trois espèces d'oiseaux forestiers observées lors de cet inventaire a été confirmée par l'observation d'un nid contenant des œufs pour le merle d'Amérique et par l'observation de jeunes en duvet ou venant de quitter le nid pour le mésangeai du Canada et la mésange à tête noire. Parmi les autres espèces d'oiseaux forestiers, 9 ont été considérées comme nicheuses probables et 62 comme nicheuses possibles.

La densité de couples nicheurs a varié entre 7,7 et 13,0 couples/ha. La densité était plus élevée dans les stations associées aux milieux humides (voir le tableau 5-37). Le nombre total d'espèces présentes dans chacun des habitats était le plus faible pour les peuplements résineux matures (26 espèces) et le plus élevé pour les marécages (59 espèces) et les marais-tourbières (43 espèces). Cependant, seulement 5 stations d'écoute ont été effectuées dans les peuplements de résineux matures alors que 19 stations ont été échantillonnées dans les marécages. Ceci peut expliquer, en partie, la plus grande abondance d'espèces repérées dans les marécages. Pour les autres types de milieux, le nombre d'espèces relevées variait très peu (entre 33 et 42 espèces). En moyenne, entre 7 et 11 espèces étaient dénombrées aux stations d'écoute des différents habitats.

La diversité des espèces variait très peu entre les différents types d'habitats à en juger par l'indice de diversité de Shannon (Pielou, 1966) (entre 0,82 et 1,00 ; voir le tableau 5-37). Néanmoins, la diversité des espèces aviaires semble la plus élevée pour les marécages et les marais-tourbières et la plus faible pour les peuplements mélangés matures et les feuillus matures. À titre comparatif, les indices de diversité de Shannon obtenus pour les espèces d'oiseaux recensées dans le secteur du réservoir La Grande 3 se situaient entre 0,91 et 1,41 selon le type de milieu (Drolet et Crête, 1994).

Le bruant à gorge blanche, le roitelet à couronne rubis, la grive solitaire, le troglodyte mignon et le viréo aux yeux rouges étaient parmi les espèces les plus abondantes dans tous les types d'habitats présents dans la zone étudiée. D'autre part, certaines espèces d'oiseaux, dont le bruant fauve, le bruant chanteur, le carouge à épauettes, le chevalier branlequeue, le colibri à gorge rubis, le grand héron, le martin-pêcheur d'Amérique, le moucheurle à côtés olives, la paruline à couronne rousse, le râle de Virginie, le bruant chanteur et le cardinal à poitrine rousse ont été dénombrés dans seulement un ou deux types d'habitats différents. Ces habitats étaient généralement les marécages et les marais-tourbières. Ces milieux sont peu abondants (< 5 % de la zone) et se concentrent principalement dans le secteur du réservoir Pikauba projeté où les milieux humides couvrent un peu plus de 25 % de la superficie.

Tableau 5-37 – Densité, richesse totale, richesse moyenne, indice de diversité et espèces d'oiseaux les plus abondantes dans les différents types d'habitats recensés dans la zone d'étude au printemps 2001

Type d'habitat	Nombre de points d'écoute (rayon de 50 m)	Densité de couples nicheurs (nombre/ha)	Richesse			Espèces les plus abondantes
			Nombre total d'espèces	Nombre moyen d'espèce/station (Écart type)	Indice de diversité de Shannon ^a (Écart type)	
Résineux mature	5	10,2	26	9 (4)	0,88 (0,23)	Bruant à gorge blanche, grive à dos olive, roitelet à couronne dorée, troglodyte mignon
Résineux jeune et en régénération	12	7,7	33	9 (2)	0,87 (0,10)	Bruant à gorge blanche, roitelet à couronne rubis, paruline flamboyante, grive solitaire, troglodyte mignon
Mélangé mature	15	8,5	36	7 (2)	0,82 (0,14)	Grive à dos olive, bruant à gorge blanche, troglodyte mignon, viréo aux yeux rouges, roitelet à couronne rubis
Mélangé jeune et en régénération	17	9,2	42	9 (3)	0,87 (0,15)	Bruant à gorge blanche, grive solitaire, roitelet à couronne rubis, viréo aux yeux rouges
Feuillu mature	15	8,7	38	8 (3)	0,82 (0,18)	Viréo aux yeux rouges, grive à dos olive, bruant à gorge blanche, troglodyte mignon
Feuillu jeune et en régénération	13	9,5	41	8 (3)	0,84 (0,15)	Bruant à gorge blanche, viréo aux yeux rouges, grive à dos olive, merle d'Amérique, jaseur des cèdres
Marécage	19	11,5	59	10 (3)	0,92 (0,17)	Bruant à gorge blanche, roitelet à couronne rubis, mouche-rolle des aulnes, paruline des ruisseaux, paruline à joues grises
Marais-tourbière	12	13,0	43	11 (3)	1,00 (0,11)	Bruant à gorge blanche, mouche-rolle des aulnes, paruline masquée, roitelet à couronne rubis

a. Pielou, 1966.

De plus, de façon générale, les pistes de tétraonidés étaient relativement plus abondantes dans la portion nord du réservoir Pikauba projeté ainsi que le long de la rivière Pikauba, entre le site du barrage projeté et le ruisseau Dominus, à l'aval. Les peuplements à dominance de feuillus très jeunes (feuillus, mélangés à dominance de feuillus et arbustives) semblaient caractérisés par une plus grande abondance de pistes de tétraonidés à l'hiver 2001. Les forêts feuillues, les forêts mélangées et les arbustives sont connues pour être des milieux propices et recherchés par la gélinotte huppée (Dussault et coll., 1998). Le tétras du Canada, quant à lui, sélectionnerait davantage les peuplements résineux denses parmi les habitats disponibles après coupe. Ainsi, les habitats favorables à la présence des tétraonidés (à dominance de feuillus) sont relativement abondants, notamment dans la partie nord de la zone d'étude. Ces peuplements sont également bien représentés dans le secteur des lacs Hocquart, du Panache et Gobeil, au sud-ouest de la zone d'étude, dans la partie est de cette dernière et, enfin, dans la portion sud du réservoir projeté.

5.5.2 Impacts en phase de construction

Les principales sources d'impact sur l'avifaune sont liées au déboisement des chantiers et du site de l'usine de béton, à l'exploitation des bancs d'emprunt, à la mise en place du canal de dérivation et d'un batardeau ainsi qu'à la circulation des camions et au transport de la machinerie. Il y aura également du dérangement causé par le bruit associé aux activités de construction (dynamitage, travaux de remblai et de déblai), à la circulation des camions et de la machinerie. Les superficies à déboiser totalisent environ 40 ha. Bien que le déboisement du réservoir projeté (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts relatifs à cette activité seront abordés dans la section traitant des impacts liés à la phase d'exploitation.

5.5.2.1 Sauvagine et autres oiseaux aquatiques

Le déboisement des aires de travail entraînera principalement l'élimination de peuplements mélangés en régénération, de peuplements mélangés à dominance feuillue et dans une moindre mesure des peuplements en régénération issus de plantations. Bien que les possibilités sont faibles, ces peuplements sont néanmoins susceptibles de contenir des arbres présentant des cavités propices à la nidification de certaines espèces de canards comme le grand harle, le harle couronné et le garrot à œil d'or. De plus, le déboisement et les activités de préparation de terrain associés aux chantiers pourront entraîner la destruction de nids au sol s'ils sont effectués au printemps, soit entre le 1er mai et la fin juin.

La mise en place du batardeau et la dérivation de l'affluent PP-1 auront pour effet de réduire les apports hydriques sur le tronçon aval de l'affluent PP-1. Les milieux humides seront cependant peu touchés puisque le bassin résiduel fournira des apports en eau et que les niveaux et les débits actuels sont déjà contrôlés par trois étangs fréquentés par des colonies actives de castors.

Les mouvements et le bruit associés au dynamitage terrestre, aux travaux de déblai et de remblai, au déplacement de la machinerie et des camions près des milieux humides et aquatiques situés à proximité des travaux dérangeront la sauvagine et les autres oiseaux aquatiques qui fréquentent les habitats humides et aquatiques situés à proximité.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus, de protéger les milieux humides en bordure des accès aux chantiers et de réduire au minimum les travaux de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement des chantiers. Lorsque compatible avec le calendrier des travaux, on privilégiera le déboisement en dehors de la période de nidification et d'élevage des couvées, laquelle s'étend du 1^{er} mai au 31 juillet. Cette mesure a pour but de permettre aux couples reproducteurs de rendre à terme la production des jeunes de l'année et d'éviter ainsi la perte de leur investissement dans la reproduction.

L'intensité de l'impact a été jugée faible compte tenu qu'un très faible nombre de couples ou de couvées de sauvagine ou d'autres oiseaux aquatiques seront touchés durant la construction. L'étendue de l'impact est ponctuelle puisque les travaux seront limités principalement aux chantiers et à l'usine de béton. La durée de l'impact est moyenne puisque les travaux se dérouleront sur deux saisons de reproduction et que les chantiers seront remis en état une fois les travaux terminés. L'impact est donc d'importance mineure sur la sauvagine et les autres oiseaux aquatiques (voir le tableau 5-38).

Tableau 5-38 – Évaluation de l'impact sur la sauvagine et les autres oiseaux aquatiques en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Aucune mesure d'atténuation courante n'est applicable.				

5.5.2.2 Oiseaux de proie

Le déboisement des chantiers et du site de l'usine de béton réduira les superficies d'habitats potentiels pour certaines espèces typiquement forestières comme l'épervier brun. De plus l'altération des milieux humides à la suite de la réduction des apports d'eau consécutive à la dérivation de l'affluent PP-1 aurait pour effet de réduire quelque

peu la superficie d'habitats de chasse pour une espèce comme la petite buse, qui semble privilégier les milieux humides (Banville et Bombardier, 1995).

La construction des ouvrages pourrait déranger temporairement quelques espèces de rapaces nichant en milieu forestier, dont l'épervier brun et la crécerelle d'Amérique. En ce qui concerne les espèces nichant en falaise, le nid le plus proche (buse à queue rousse) se trouve à près d'un kilomètre de la zone des travaux. Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus, de protéger les milieux humides en bordure des aires de chantier et de réduire au minimum les travaux de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement. Lorsque compatible avec le calendrier des travaux, on privilégiera le déboisement en dehors de la période de nidification et d'élevage des couvées. Cette mesure a pour but de permettre aux couples reproducteurs de rendre à terme la production des jeunes de l'année et d'éviter ainsi la perte de leur investissement dans la reproduction.

Les travaux proposés à cette phase auront un impact d'importance mineure sur les oiseaux de proie (voir le tableau 5-39). En effet, l'intensité de l'impact a été jugée faible compte tenu qu'un nombre limité de rapaces risquent d'être touchés par les pertes d'habitats forestiers. L'intégrité des populations ne sera pas touchée à cette phase. L'étendue de l'impact est ponctuelle puisque les travaux se limiteront essentiellement aux chantiers et au site de l'usine de béton. La durée de l'impact est jugée moyenne puisque les travaux se dérouleront sur trois saisons de reproduction et que les sites de chantier seront remis en état une fois les travaux terminés.

Tableau 5-39 – Évaluation de l'impact sur les oiseaux de proie en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

5.5.2.3 Oiseaux forestiers

Le déboisement des chantiers et du site de l'usine de béton aura pour effet d'éliminer des habitats de nidification et d'élevage des couvées pour certaines espèces d'oiseaux associées au milieu forestier. Si on utilise une densité moyenne variant entre 8 et

10 couples à l'hectare, le déboisement des chantiers et du site de l'usine de béton (environ 40 ha) pourrait déranger entre 320 et 400 couples nicheurs.

Il est fort possible que certains ou même plusieurs couples se déplacent et occupent les habitats situés en périphérie des secteurs touchés si le déboisement a lieu avant l'arrivée printanière de la majorité d'entre eux. Cette situation survient d'ailleurs lorsque des coupes forestières éliminent une partie du couvert forestier.

Les mouvements et le bruit associés au dynamitage terrestre, aux travaux de déblai et de remblai, au déplacement de la machinerie et des camions près des habitats fréquentés par les oiseaux forestiers causeront un dérangement temporaire, particulièrement durant la période de reproduction. Il y aura donc évitement des secteurs situés à proximité, du moins pour les espèces sensibles à l'activité humaine quotidienne.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus, de protéger les milieux humides en bordure des chantiers et de limiter les travaux de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement. Lorsque compatible avec le calendrier des travaux, on privilégiera le déboisement en dehors de la période de nidification et d'élevage des couvées, laquelle s'étend du 1^{er} mai au 31 juillet. Cette mesure a pour but de permettre aux couples reproducteurs de rendre à terme la production des jeunes de l'année et d'éviter ainsi la perte de leur investissement dans la reproduction.

L'intensité de l'impact a été jugée faible compte tenu du faible nombre de couples nicheurs susceptibles d'être touchés par ces travaux. De plus, aucune espèce d'intérêt particulier à cause de sa rareté ou de son unicité ne fut observée dans la zone d'étude. L'étendue de l'impact est ponctuelle puisque le déboisement se limitera à de faibles superficies associées aux chantiers et au site de l'usine de béton. La durée de l'impact est jugée moyenne puisque deux saisons de reproduction seront touchées par les travaux et que les chantiers seront remis en état une fois les travaux terminés. L'impact sera donc d'importance mineure sur les oiseaux forestiers (voir le tableau 5-40).

Tableau 5-40 – Évaluation de l'impact sur les oiseaux forestiers en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

5.5.3 Impacts en phase d'exploitation

Les principales sources d'impact sur les espèces aviaires sont liées à la mise en eau initiale du réservoir et à sa présence permanente. La gestion de celui-ci ne permettra pas la reconstitution d'habitats propices à l'alimentation et à la reproduction des espèces concernées. Il y aura donc perte permanente d'habitats pour l'avifaune. De plus, bien que le déboisement du réservoir (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts de cette activité sont traités à la phase d'exploitation en raison du caractère permanent de ces travaux. La récupération du bois marchand s'étendra sur une seule saison, soit entre les mois de septembre et de février. Ces travaux ne seront donc pas réalisés durant la période de reproduction des oiseaux. Cependant, les travaux d'élimination de la biomasse résiduelle se dérouleront sur deux années et ils seront réalisés entre les mois de juin et de novembre. Ils pourront ainsi affecter la reproduction de la faune aviaire aux mois de juin et de juillet des deux années. On estime à environ 475 ha la superficie traitée en période de reproduction. Enfin, la dérivation permanente de l'affluent PP-1 est susceptible de toucher certaines espèces.

5.5.3.1 Sauvagine et autres oiseaux aquatiques

La mise en eau initiale du réservoir Pikauba détruira près de 143 ha de marais, 26 ha d'eaux peu profondes et 22 ha de tourbières. D'après l'inventaire de couples réalisé en mai 2001, un minimum de 35 couples de sauvagine fréquentaient les milieux humides de la zone du réservoir projeté. Les espèces les plus abondantes étaient la sarcelle d'hiver, le canard noir et le grand harle. De plus, plusieurs couples de chevaliers grivelés fréquentaient les milieux humides associés à la rivière Pikauba dans la zone du futur réservoir. Pour ces individus, c'est d'abord et avant tout une perte permanente d'habitats de reproduction et d'élevage de couvées. En effet, une dizaine de couvées de sauvagine ont été relevées lors d'un inventaire en juillet.

L'inventaire des couples et des couvées a également mis en évidence l'importance de ces milieux pour la sauvagine et les autres oiseaux aquatiques dans la zone d'étude. En effet, très peu de secteurs offrent dans un rayon d'environ 10 km une concentration aussi importante de milieux humides propices à la sauvagine. Il existe en fait d'autres milieux humides mais ce sont de très petites unités constituées d'étangs à castors et ou de baies abritées en bordure de lacs. Ces habitats peuvent également être très productifs.

La digue B aura pour effet de réduire les apports hydriques sur le cours aval de l'affluent PP-1. Les milieux humides seront cependant peu touchés puisque le bassin résiduel fournira des apports en eau et que les niveaux et les débits actuels sont déjà contrôlés par trois étangs fréquentés par des colonies actives de castors.

Le déboisement, en particulier la récupération du bois marchand, aura pour effet d'éliminer des arbres situés en bordure des milieux humides dont un certain nombre pourrait posséder des cavités propices à la nidification de certains canards. En effet, des

espèces comme le grand harle, le harle couronné et le garrot à œil d'or qui sont présentes dans la zone d'étude utilisent les cavités pour nicher. Les surfaces à déboiser composées de forêts jeunes ou matures, plus susceptibles de contenir des arbres avec cavité, couvriront un peu plus de 4,5 km². Puisque le déboisement visant la récupération du bois marchand se fera en dehors de la période de reproduction, il n'y aura pas de destruction de nids actifs dans des cavités. Par contre, l'élimination de la biomasse résiduelle effectuée en juin pourra occasionner la perte de quelques nids au sol, en particulier ceux situés dans les arbustaies riveraines bordant la rivière Pikauba. Cependant, un certain nombre de couvées auront déjà éclos et quitté vers les milieux aquatiques. Par ailleurs, la mise en eau initiale pourra elle aussi entraîner la destruction de quelques nids au sol présents dans les endroits qui n'ont pas été débroussaillés ou dans les herbaçaias.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus. Lorsque compatible avec le calendrier des travaux, on privilégiera l'élimination de la biomasse forestière résiduelle après la principale période de couvaison, soit après juin. Cette mesure vise à laisser le temps aux couvées d'éclore et de se diriger vers les aires d'élevage dans les milieux humides.

L'intensité de l'impact a été jugée moyenne étant donné que la répartition des espèces sera moyennement touchée. En effet, on ne retrouvera plus une concentration notable de canards dans ce secteur durant les périodes de nidification et d'élevage des couvées. L'étendue de l'impact est locale compte tenu des superficies en cause. La durée de l'impact est jugée longue puisque les pertes d'habitats sont permanentes et que le potentiel de reconstitution de milieux humides propices à la sauvagine et autres oiseaux aquatiques sera très limité dans le nouveau plan d'eau. L'importance de l'impact sera moyenne sur la sauvagine et les autres oiseaux aquatiques (voir le tableau 5-41).

Tableau 5-41 – Évaluation de l'impact sur la sauvagine et les autres oiseaux aquatiques en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne	Longue X	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Mesures d'atténuation courantes, sections : 1, 5 et 12 (voir l'annexe B).				

5.5.3.2 Oiseaux de proie

Les sources d'impact liées à cette phase auront pour conséquence de réduire les superficies des aires de chasse ou même de nidification pour certaines espèces typiquement forestières comme l'épervier brun. Ainsi, le déboisement (bois marchand), l'élimination de la biomasse forestière résiduelle et la mise en eau initiale éliminera de façon permanente des aires de chasse pour certains rapaces présents dans la zone d'étude comme la buse à queue rousse, la crécerelle d'Amérique et la petite buse. La perte permanente de milieux humides réduira également l'habitat privilégié de la petite buse (Banville et Bombardier, 1995).

De plus, à long terme, l'altération des milieux humides à la suite de la réduction des apports d'eau, relativement à la présence de la digue B, aurait pour effet de réduire quelque peu la superficie des habitats de chasse pour une espèce comme la petite buse, qui semble privilégier les milieux humides.

Compte tenu de leur mobilité et des grands territoires de chasse de ces espèces, il est difficile de déterminer le nombre de couples susceptibles d'être réellement touchés par les pertes d'habitats. D'après les observations réalisées à l'été 2001, il y aurait peut-être entre 4 et 10 couples de rapaces qui fréquenteraient ces milieux et les espèces les plus susceptibles d'être touchées seraient la crécerelle d'Amérique, la buse à queue rousse, le grand duc d'Amérique, l'épervier brun et la petite buse. Si on fait exception de l'épervier brun dont il est difficile d'évaluer l'abondance relative à cause de son comportement discret et sa fréquentation des milieux forestiers plus denses, le nombre de couples nicheurs touchés s'élèvera au maximum à une dizaine selon les relevés de 2001.

Pour des espèces piscivores comme le balbuzard-pêcheur et le pygargue à tête blanche, présents occasionnellement dans la zone d'étude, la présence de ce réservoir pourrait constituer un habitat d'alimentation privilégié.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus.

L'intensité de l'impact a été jugée faible compte tenu qu'un faible nombre d'individus risquent d'être touchés durant cette phase. Les espèces les plus susceptibles d'être touchées sont également communes au Québec. C'est également une faible proportion des habitats de chasse qui seront perdus. L'étendue de l'impact est locale étant donné que les superficies impliquées sont associées essentiellement au réservoir. La durée de l'impact est jugée longue puisque les pertes d'habitats sont permanentes et que le potentiel de reconstitution de milieux humides ouverts et propices comme aires de chasse pour les oiseaux de proie est très limité. L'importance de l'impact est moyenne pour les rapaces (voir le tableau 5-42).

Tableau 5-42 – Évaluation de l'impact sur les oiseaux de proie en phase d'exploitation

Intensité	Faible X		Moyenne		Forte
Étendue	Ponctuelle		Locale X		Régionale
Durée	Courte		Moyenne		Longue X
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure	
Impact positif			X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5 et 12 (voir l'annexe B).					

5.5.3.3 Oiseaux forestiers

La récupération du bois marchand n'aura pas d'impact sur la période de nidification puisqu'elle s'étendra sur une seule saison, soit entre les mois de septembre et de février. Par contre, les travaux d'élimination de la biomasse forestière résiduelle se dérouleront sur deux années, entre autres aux mois de juin et de juillet. On estime à environ 475 ha la superficie touchée en période de reproduction. Si on considère une densité de couples nicheurs variant entre 7,7 et 11,5 couples/ha, l'élimination de la biomasse résiduelle pourrait affecter les activités reproductrices de 3 465 à 5 175 couples.

La transformation permanente des milieux terrestres du réservoir projeté en milieux aquatiques constituera une perte permanente d'habitats pour plusieurs espèces aviaires. L'évaluation du nombre de couples nicheurs touchés par cette perte d'habitats forestiers se chiffre à un peu plus de 13 000 couples nicheurs (voir le tableau 5-43). Les principales espèces touchées seront celles associées généralement aux habitats en régénération et aux jeunes forêts. Ainsi, les espèces comme le bruant à gorge blanche, la grive solitaire, le viréo aux yeux rouges, le# roitelet à couronne rubis, la paruline flamboyante, la grive solitaire, le troglodyte mignon, le moucherolle des aulnes, la paruline des ruisseaux, la paruline à joues grises, la grive à dos olive, le merle d'Amérique et le jaseur des cèdres seront les plus touchées puisqu'elles étaient les plus abondantes dans les relevés effectués à l'été 2001. La gélinotte huppée sera également touchée par les pertes d'habitats forestiers et entre autres parce qu'elle affectionne particulièrement les forêts jeunes et en régénération. Si on utilise une densité moyenne variant entre 0,15 et 0,30 couple à l'hectare (Potvin et coll., 2001), la perte permanente d'habitats forestiers pourrait toucher entre 213 et 425 couples de gélinottes huppées.

La présence du plan d'eau ne devrait pas poser un problème de fragmentation d'habitats compte tenu de l'abondance et des grandes superficies boisées en périphérie.

Tableau 5-43 – Nombre de couples nicheurs d'oiseaux forestiers touchés par la perte d'habitats forestiers

Habitat	Densité de couples nicheurs (nombre/ha)	Superficie déboisée (ha)	Nombre total de couples nicheurs touchés
Résineux mature	10,2	209	2 132
Résineux jeune et en régénération	7,7	284	2 187
Mélangé mature	8,5	175	1 488
Mélangé jeune et en régénération	9,2	347	3 192
Feuilleux mature	8,7	32	278
Feuilleux jeune et en régénération	9,5	90	855
Marécage	11,5	292	3 358
Total		1 429	13 490

Dans le cas des pertes permanentes de milieux humides (marais et tourbières), on estime à 13 le nombre de couples nicheurs par hectare dans ces types d'habitats. Il faut d'ailleurs signaler que ces types d'habitats sont parmi les plus riches en espèces et les plus diversifiés. Puisque les pertes de marais et de tourbières sont estimées à près de 160 ha, on estime à près de 2 000 le nombre possible de couples qui ne pourront plus fréquenter ces habitats annuellement. D'après les relevés par point d'écoute effectués à l'été 2001, les espèces les plus susceptibles d'être touchées sont le bruant à gorge blanche, le moucheur des aulnes et la paruline masquée.

Les impacts d'une perte d'habitats pourraient au pire des cas se traduire par une perte d'effectifs liée aux superficies d'habitats touchés. Cependant, il est également possible que certains ou même plusieurs couples se déplacent et cherchent à occuper les habitats situés en périphérie, qui ne sont pas fréquentés ou utilisés pour ainsi dire à pleine capacité (exemple : la gélinotte huppée). Il est donc possible que certains couples réussissent à s'implanter ailleurs alors que d'autres ne pourront probablement pas compte tenu de leur vulnérabilité aux perturbations importantes de leur habitat de reproduction, à la compétition intraspécifique et interspécifique ou encore à la prédation. Il faut cependant mentionner que la perte d'habitats forestiers dans ce secteur se produit régulièrement puisque l'exploitation forestière est omniprésente. Toutefois, au fur et à mesure que les peuplements forestiers se rétablissent, il y a généralement un rétablissement des communautés aviaires.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus. Lorsque compatible avec le calendrier des travaux, on privilégiera l'élimination de la biomasse résiduelle après la période de nidification et d'élevage des couvées, au mois d'août. Cette mesure a pour but de permettre aux couples reproducteurs de rendre à terme la production des jeunes de l'année et d'éviter ainsi la perte de leur investissement dans la reproduction.

L'intensité de l'impact a été jugée moyenne compte tenu qu'un grand nombre de couples ne pourront plus utiliser cet espace pour se reproduire, affectant ainsi la répartition des communautés aviaires. L'étendue de l'impact demeure toutefois locale en raison des superficies perdues. La durée de l'impact est jugée longue puisque les milieux terrestres touchés seront devenus des milieux aquatiques. La phase d'exploitation aura un impact d'importance moyenne sur les oiseaux forestiers (voir le tableau 5-44).

Tableau 5-44 – Évaluation de l'impact sur les oiseaux forestiers en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale
Durée	Courte	Moyenne	Longue X
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne
Impact positif			X Majeure
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5 et 12 (voir l'annexe B).			

5.6 Mammifères

5.6.1 Description

5.6.1.1 Grands mammifères

L'orignal et l'ours noir sont les deux grands mammifères présents dans la zone d'étude. Les études sur l'abondance et la distribution de ces espèces dans la zone d'étude étaient peu nombreuses. Bien que quelques études sur les populations d'originaux aient été menées dans certains secteurs de la réserve faunique des Laurentides (Saint-Onge et coll., 1995 ; Chabot et Plourde, 2000), ces dernières ne concernent pas la zone d'étude telle qu'elle est définie dans le présent projet. Les données relatives à l'abondance et à la fréquentation des habitats par l'orignal proviennent essentiellement d'inventaires effectués spécifiquement dans la zone d'étude à l'hiver 2001. Pour l'ours noir, aucun inventaire n'a été effectué pour cette espèce et les seules données disponibles actuellement sur les populations de ce mammifère proviennent du plan de gestion de l'ours noir 1998-2002 (Lamontagne et coll., 1999) et du fichier de récolte de la grande faune de la FAPAQ.

Orignal

D'après l'inventaire des populations d'originaux et de la petite faune réalisés à l'hiver 2001, les pistes et les réseaux de pistes de l'orignal étaient plus abondants dans la portion nord de la zone d'étude (voir la carte 2-8 à l'annexe E). Dans ce secteur, les pistes et les réseaux de pistes se concentraient davantage entre la rivière Pikauba et la Petite rivière Pikauba ainsi que dans le secteur situé entre le réservoir projeté et la rivière aux Écorces.

La densité d'originaux observée pour l'ensemble de la zone d'étude est estimée à 4,5 originaux/10 km². Cette valeur est nettement supérieure à celles obtenues pour la réserve faunique des Laurentides (2,4 originaux/10 km² ; St-Onge et coll., 1995) et les zones de chasse 15 (1,2 orignal/10 km² ; Milette et coll., 1998) et 18 Ouest (0,9 orignal/10 km² ; Tremblay et Dussault, 1995), ainsi qu'à d'autres sites du nord du Québec (entre 0,2 et 0,4 orignal/10 km² ; Veillet et Vézina, 1991 ; Le Groupe Boréal, 1992a ; Consortium Roche-Dessau, 1995). Cependant, à l'intérieur des limites projetées du réservoir Pikauba, la densité d'originaux obtenue à l'hiver 2001 était très faible, soit 0,8 orignal/10 km². Un seul individu fut d'ailleurs observé à l'intérieur de cette zone.

La densité d'originaux observée dans l'ensemble de la zone d'étude se situe parmi les plus élevées au Québec (voir Courtois et coll., 1994) et se rapproche même de celles observées dans des régions où la chasse est interdite. Par exemple, Masse et Bordeleau (en prép.) ont obtenu une densité d'environ 5,2 originaux/10 km² dans le parc national de la Mauricie à l'hiver 2000 alors que Dussault et coll. (soumis) ont observé une densité de 4,2 originaux/10 km² dans le parc provincial de la Jacques-Cartier à l'hiver 1998.

L'abondance des originaux dans la zone d'étude est liée à l'exploitation contrôlée de cette ressource faunique dans la zone d'étude et à la qualité et à la quantité de peuplements forestiers propices. Ces peuplements sont caractérisés par une strate d'alimentation abondante et diversifiée constituée d'espèces feuillues arbustives ainsi que par la présence d'écotones entre les peuplements d'alimentation et d'abri (Samson et coll., 2000 ; Dussault et coll., soumis). Tout en ayant accès à une nourriture de qualité, les originaux bénéficient d'un couvert de protection à proximité. La zone d'étude présente une mosaïque forestière où les peuplements de feuillus et mélangés très jeunes sont entremêlés avec des peuplements feuillus, mélangés et résineux jeunes et matures. Les habitats privilégiés par les originaux en début d'hiver étaient les peuplements feuillus matures, mélangés à dominance de feuillus très jeunes et matures, ainsi que les peuplements mélangés à dominance de résineux très jeunes. Ces résultats concordent avec ceux de Dussault et coll. (soumis) qui considèrent tous ces peuplements (à l'exception des feuillus matures) comme des peuplements d'alimentation ou de couvert pour l'orignal à l'hiver.

D'autres habitats semblent également fréquentés de façon notable par l'orignal à l'été et à l'automne. En effet, de nombreuses couches, pistes et sentiers ont été observés à l'automne 2000 dans les milieux humides situés en bordure de la rivière Pikauba entre le PK 37 et le PK 52 lors des inventaires forestiers. La fréquentation des milieux humides à

l'été pourrait être liée à la présence de plantes aquatiques dont l'orignal se nourrit, la protection que ce milieu pourrait offrir contre les insectes (Peek, 1998) ou encore pour satisfaire des besoins de thermorégulation (Kelsall et Telfer, 1974). Cependant, la végétation aquatique est très peu abondante le long de la rivière Pikauba et peu d'herbiers aquatiques ont été relevés (voir la section 5.1.1). L'utilisation des milieux humides bordant la rivière Pikauba en période estivale pourrait donc s'expliquer difficilement par la présence de végétation aquatique, à moins que l'orignal ne se satisfasse d'une faible abondance de végétation tout en profitant de ce milieu pour obtenir un répit des insectes et de la chaleur estivale. À l'automne, la fréquentation de ce secteur pourrait être liée à la présence de milieux très ouverts qui augmenteraient la visibilité et le repérage d'individus à la recherche de partenaires pour la reproduction (voir Peek, 1998). Aucune étude quantitative n'est toutefois disponible sur le nombre d'individus et l'utilisation plus fine des milieux humides en bordure de la rivière Pikauba. Toutefois, ces habitats sont considérés moins critiques que les habitats de fin d'hiver (Thompson et Stewart, 1998).

De façon générale, la zone d'étude présente un très bon potentiel pour les orignaux. Les habitats de qualité sont présents partout dans la zone d'étude, à l'exception de certains secteurs dont les parties est et sud de la zone, le sud-ouest du réservoir projeté et entre les lacs Morin et Pika, situés à l'ouest de la zone (voir la carte 2-9 à l'annexe E). Le secteur du réservoir projeté présente également un bon potentiel pour l'orignal, à la fois pour les habitats d'hiver et ceux d'été et d'automne comme en témoignent les signes d'utilisation. Toutefois, les habitats à fort potentiel sont nettement plus abondants dans la bande périphérique de 0 à 5 km du réservoir projeté, notamment dans la partie la plus au nord.

Parmi les facteurs de mortalité naturelle affectant cette population, il y a la prédation par le loup et dans une moindre mesure par l'ours noir. Les indices de présence du loup étaient très nombreux lors de l'inventaire aérien de l'orignal. Quelques loups ont été observés dans la partie nord de la zone d'étude lors des survols aériens. D'après une étude réalisée par la FAPAQ, ces loups appartiendraient à deux meutes distinctes dont l'existence est connue depuis 1995 (Jolicoeur, 1998).

La prédation par l'ours noir chez les nouveaux-nés pourrait également contribuer au taux de mortalité naturelle de cette espèce. Toutefois, à l'instar du loup, l'incidence quantitative de la prédation sur cette population demeure inconnue. Selon des études dans des milieux comparables, on pourrait attribuer à la prédation un taux de mortalité annuelle de 5 à 10 % des individus.

Le prélèvement d'individus par la chasse constitue probablement le facteur de mortalité le plus important dans cette population. Les données de récolte sportive obtenues de la FAPAQ montrent qu'entre 21 et 47 orignaux ont été récoltés annuellement entre 1995 et 2000 dans la zone d'étude qui couvre 740 km². Si on estime la population de la zone d'étude à 344 orignaux après la période de chasse, le taux d'exploitation par la chasse sportive se situerait autour de 10 %. De plus, des orignaux sont également récoltés dans les secteurs de chasse associés au réservoir Pikauba par la communauté huronne-wendat de Wendake. Le nombre total d'orignaux récoltés par les membres de la communauté

entre 1995 et 2001 se chiffrait à 14 dans les secteurs de chasse 64, 66 et 68, soit une moyenne annuelle de 2 individus dans un territoire qui couvre environ 300 km².

Certains secteurs, dont le lac Bonjour, l'embouchure du ruisseau Bras des Angers avec la rivière Pikauba et le secteur en territoire libre situé près de l'accès secondaire aux ouvrages projetés (via la route 175), semblent être des endroits plus propices à la récolte d'originaux par les chasseurs. La récolte d'originaux dans la zone d'étude est étroitement reliée à l'accessibilité du territoire. En effet, la grande majorité des originaux ont été abattus dans des secteurs où le réseau routier (routes et chemins forestiers) était plus développé et où les conditions de visibilité permettent de repérer les animaux plus facilement. L'examen plus précis des lieux d'abattage par la chasse sportive a permis de déterminer que 15 individus auraient été récoltés à l'intérieur des limites projetées du réservoir ou en périphérie immédiate entre 1995 et 2000.

Ours noir

La zone d'étude se trouve dans la partie centrale du Québec où les densités d'ours noir oscilleraient entre 0,87 à 1,88 individu/10 km² pour les territoires situés à l'extérieur des réserves fauniques (Lamontagne et coll., 1999). Cette partie centrale comprend les zones de chasse provinciale 1, 12, 13, 14, 15 et 18. Compte tenu que la chasse et le piégeage sont contrôlés dans la réserve fauniques des Laurentides, il est possible que la densité d'ours noir dans la zone d'étude soit près des valeurs maximales observées dans la partie centrale. Le potentiel d'accroissement des populations associé à cette partie du Québec se situerait à 8,9 % annuellement dans les meilleures conditions et en l'absence de prélèvements (Lamontagne et coll., 1999). L'abondance annuelle de petits fruits aurait un effet direct sur le taux réel d'accroissement.

L'ours noir fréquente une variété d'habitats au cours de l'année. Cependant, à l'échelle régionale, les habitats composés de forêts mélangées ou de conifères sont considérés moins productifs à cette espèce que ceux composés de forêts de feuillus, situés plus au sud. L'ours noir semble démontrer une préférence pour les milieux perturbés naturellement (épidémies) ou de façon anthropique (coupe forestière) (Boileau et coll., 1994, Samson, 1996). Dans ces endroits, l'ours noir bénéficie d'une quantité appréciable de petits fruits à l'été et à l'automne dont il est particulièrement friand. Au printemps et au début de l'été, les feuilles de bouleaux blancs et de peupliers faux-trembles sont une source importante de nourriture (Samson, 1996).

Ainsi, les habitats propices à la présence de l'ours noir sont abondants dans la zone d'étude, couvrant environ 35 % du territoire. Ces habitats potentiels se trouvent surtout entre les limites du réservoir projeté et la rivière aux Écorces, entre le réservoir projeté et la Petite rivière Pikauba et dans les secteurs des lacs Morin, Pika, Hocquart, Bousquet et Scott, au sud-ouest de la zone d'étude. Ces secteurs sont caractérisés par de très jeunes peuplements et des coupes forestières récentes où abondent les essences recherchées au printemps et les petits fruits à l'automne.

Aucune information n'est disponible sur les facteurs naturels de mortalité de cette espèce dans la zone d'étude. Par ailleurs, la chasse est pratiquée dans la zone d'étude. Ainsi, selon les données provenant du fichier de récolte de la grande faune de la FAPAQ, entre 1 et 14 ours ont été récoltés à la chasse sportive annuellement à moins de 10 km des limites du réservoir Pikauba projeté entre 1995 et 2000. Ceci correspond à 6 ours récoltés en moyenne annuellement. Le piégeage est également pratiqué dans ce secteur, mais seulement deux ours noirs ont été récoltés à l'intérieur de ce périmètre entre 1995 et 2000.

5.6.1.2 Castor

D'après l'inventaire aérien effectué à l'automne 2000, les colonies actives de castors étaient plus abondantes dans la portion nord de la zone d'étude (voir la carte 2-10 à l'annexe E). À cet endroit, les colonies actives étaient présentes relativement partout mais elles se concentraient davantage au nord et au nord-est du réservoir projeté.

La densité des colonies de castors observée pour l'ensemble de la zone d'étude (3,5 colonies/10 km² ; voir le tableau 5-45) est nettement supérieure aux densités observées dans le bassin de la rivière Sainte-Marguerite en 1995 (0,4 colonie/10 km² ; Consortium Roche-Dessau, 1995), à celles des rivières Eastmain en 1990 (0,7 colonie/10 km² ; Lahaise, 1991), Nottaway, Broadback et Rupert en 1990 (1,2 colonie/10 km² ; Consortium Gauthier & Guillemette-G.R.E.B.E., 1992), ainsi qu'à celles de Grande-Baleine en 1981 (entre 0,2 et 0,5 colonie/10 km² ; SOMER, 1982). L'abondance des colonies de castors dans la zone d'étude est également supérieure à celles obtenues dans la réserve faunique des Laurentides en 1984 et 1985 (entre 1,0 et 1,5 colonie/10 km² ; Brunelle et Bider, 1987) et à celles obtenues pour les territoires structurés (entre 1992 et 1994) et les territoires libres (entre 1989 et 1991) de la région du Saguenay—Lac-Saint-Jean (Lafond, Pilon et Leblanc, en préparation).

Avec une densité de 10,9 colonies/10 km² pour le secteur du réservoir Pikauba projeté (voir le tableau 5-45), l'abondance des colonies de castors à cet endroit s'est avérée de loin supérieure à toutes celles obtenues dans le cadre d'études portant sur d'autres réservoirs du nord du Québec (entre 0,6 et 1,2 colonie/10 km²). Une telle densité se rapproche davantage de celles observées dans des régions où le piégeage est interdit. Par exemple, Cotton (1989) mentionne des densités de 9,5 à 9,8 colonies/10 km² dans le parc provincial de la Gatineau. Dans le parc national de la Mauricie, Masse et Bordeleau (1988) ont obtenu des densités variant entre 0,8 et 6,0 colonies/10 km² selon le bassin versant inventorié. De plus, selon Larson et Gunson (1983), la densité potentielle maximale des colonies de castors pour le Canada se situerait entre 10 et 12 colonies/10 km². Ainsi, la densité obtenue pour le réservoir Pikauba projeté se situerait probablement parmi les plus élevées au Québec et possiblement au Canada.

Tableau 5-45 – Nombre de colonies actives observées, densité et nombre de castors estimé dans le secteur du futur réservoir Pikauba et les terrains de piégeage associés

Secteur	Nombre de colonies actives	Densité		Nombre de castors estimés ^c	
		Nombre de colonies (par 10 km ²)	Nombre de colonies (par 10 km de rive)	Nbre	SE
Réservoir Pikauba projeté^a	29	10,9	s.o.	106	61
Rivière Pikauba	8	s.o.	0,4	26	15
Terrains de piégeage ^b					
Terrain 57	46	5,5	s.o.	168	97
Terrain 59	43	4,9	s.o.	157	91
Terrain 103	6	0,7	s.o.	22	13
Terrain 108	9	1,3	s.o.	33	19
Terrain 110	32	4,5	s.o.	117	68
Total	136	3,5		496	287
a. Inclut la section de la rivière Pikauba située dans le réservoir. N'inclut pas les îles projetées. b. Inclut le secteur du réservoir projeté et les sections de la rivière Pikauba (aval, réservoir, amont). c. Basé sur 3,65 castors/colonie (Lafond, Pilon et Leblanc, en prép.)					

Par contre, la densité des colonies de castors observée sur la rivière Pikauba (entre 0,3 et 0,9 colonie par 10 km de rive), se compare assez bien aux densités obtenues sur d'autres grandes rivières touchées par des projets similaires (entre 0,2 et 1,1 colonie par 10 km de rive ; Consortium Roche-Dessau, 1995 ; Lahaise, 1991 ; Consortium Gauthier & Guillemette-G.R.E.B.E., 1992). La plupart de ces colonies ont cependant été observées le long du tronçon de la rivière situé à l'intérieur des limites du réservoir Pikauba projeté (5 colonies sur 8) sur 55 km de rive. Peu de colonies ont été recensées sur la rivière Pikauba, en amont et en aval du réservoir projeté (respectivement 1 et 2 colonies).

Le survol exhaustif des milieux aquatiques des cinq terrains de piégeage du réseau structuré de la réserve faunique des Laurentides (UGAF 39) associés à la zone d'étude du projet a permis de repérer un total de 136 colonies actives de castors (voir le tableau 5-45). Plus de 65 % des colonies actives ont été observées à l'intérieur des limites des terrains de piégeage 57 (46 colonies) et 59 (43 colonies). Plusieurs colonies ont également été localisées à l'intérieur des limites du terrain de piégeage 110 (32 colonies). C'est d'ailleurs dans ces trois terrains de piégeage que les densités de colonies actives de castors étaient les plus élevées avec 5,5 colonies/10 km² pour le terrain 57, 5,0 colonies/10 km² pour le terrain 59 et 4,5 colonies/10 km² pour le terrain 110. La densité des colonies actives de castors était plus faible pour les terrains 103 et 108 avec respective-

ment 0,7 colonie/10 km² et 1,3 colonie/10 km². Ces trois terrains de piégeage sont caractérisés par un relief plus accentué et des altitudes plus élevées.

L'inventaire aérien des colonies de castors a révélé que les castors étaient sélectifs dans le choix de leurs habitats. En effet, ces derniers sélectionnaient activement les ruisseaux s'écoulant sur une pente faible (< 3 % de dénivellation) et utilisaient très peu, voire évitaient, les cours d'eau s'écoulant sur une forte pente ainsi que les rivières et les lacs. La construction de plusieurs barrages de castors le long des ruisseaux a modifié considérablement le réseau hydrographique de la zone d'étude. En effet, plusieurs ruisseaux se sont transformés en étangs par suite de la construction de barrages par les castors. Ces milieux étaient privilégiés par les castors puisque 73 % des sites actifs étaient situés dans ce type d'habitat.

De plus, bien que la préférence des espèces végétales riveraines n'ait pu être démontrée, la plupart des sites actifs de castors se trouvaient en bordure d'arbustaises composées d'aulnes et de saules. Selon Banville (1977), les secteurs favorables à la présence du castor seraient caractérisés par un réseau de cours d'eau à débit lent bien développé dont les rives seraient colonisées par du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), du saule et de l'aulne.

À la lumière de ces résultats, la zone d'étude présente, dans son ensemble, plusieurs secteurs propices à la présence du castor. En fait, plus des deux tiers du territoire sont constitués d'habitats à potentiel élevé et moyen pour le castor, notamment dans la partie la plus nordique (voir la carte 2-10 à l'annexe E). Les habitats à potentiel élevé sont situés majoritairement dans la partie nord du réservoir Pikauba projeté (terrains de piégeage 59 et 110) ainsi que dans le bassin versant du ruisseau à la Sauce (terrain 57). Les habitats à potentiel élevé se trouvent également dans le secteur des lacs du Panache, Hocquart et Bousquet (terrain de piégeage 108) et dans le bassin versant de la rivière Sawine, au sud du lac Chouinard (terrain 110). Ces secteurs qui présentent une plus grande abondance de milieux aquatiques (ruisseaux) et un relief peu prononcé, sont également caractérisés par un plus grand nombre de colonies de castors. D'autre part, l'extrémité sud-est de la zone d'étude (terrain 103) est caractérisée par une plus grande abondance d'habitats à faible et très faible, voire aucun, potentiel pour les castors.

5.6.1.3 Autres animaux à fourrure et petits mammifères

Les animaux à fourrure incluent toutes les espèces soumises à un effort de piégeage par les trappeurs et dont le but premier est de transiger la fourrure de l'animal. Ceci concerne les écureuils, le loup, le renard roux, les mustélidés et le lynx du Canada. Il existait peu d'information sur la présence de ces espèces dans la zone d'étude. Par conséquent, des inventaires au sol et aériens (milieux riverains) ont été réalisés à l'automne 2000 et à l'hiver 2001 afin de mieux documenter l'abondance et la fréquentation des habitats par ces différentes espèces.

Lièvre d'Amérique

Les pistes de lièvre d'Amérique étaient celles retrouvées dans le plus grand nombre de transects lors des inventaires effectués à l'hiver 2001. En effet, des pistes de lièvre étaient présentes dans respectivement 90 et 78 % des transects au sol et aériens (voir la carte 2-11 à l'annexe E) réparties sur l'ensemble du territoire.

De plus, les indices d'abondance des pistes de lièvre dans la zone d'étude figurent parmi les plus élevés qui ont été observés dans des études similaires ailleurs au Québec. Les indices d'abondance des pistes de lièvre obtenus pour les transects au sol et les segments riverains survolés (voir le tableau 5-46) sont jusqu'à 19 fois plus élevés que ceux obtenus lors d'inventaires similaires réalisés sur la Côte-Nord (Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3]) ; TecSult Région Côte-Nord, 1998. [Toulnustouc] ; Massé et coll., 2000 [Romaine].

L'abondance des pistes de lièvre est légèrement plus élevée dans le secteur du réservoir Pikauba projeté qu'à l'extérieur de ce dernier (voir le tableau 5-46). Les habitats riverains situés en bordure des étangs à castors et des ruisseaux étaient davantage fréquentés dans la présente étude que ceux situés en bordure des lacs et des rivières. Cette préférence pour les milieux riverains de ruisseaux a d'ailleurs été observée dans les études effectuées dans le secteur du réservoir Sainte-Marguerite 3 (Consortium Roche-Dessau, 1995) ainsi que dans la région du bassin versant de la rivière Romaine (Massé et coll., 2000).

Les résultats obtenus mettent en relief l'importance de la disponibilité de la nourriture et du couvert pour la présence du lièvre dans la zone d'étude. En effet, les peuplements à dominance de feuillus très jeunes (marécages, feuillus et mélangés à dominance de feuillus) et à dominance de résineux (en régénération, jeune et mature) étaient caractérisés par une plus grande abondance de pistes de lièvre d'Amérique. Les habitats propices à la présence du lièvre sont donc particulièrement abondants dans la zone d'étude, notamment au nord du réservoir projeté ainsi que dans la portion sud de la zone (voir la carte 2-11 à l'annexe E).

Écureuils

Les pistes d'écureuils (incluant l'écureuil roux et le grand polatouche) étaient présentes dans 66 % des transects au sol et 6 % des transects aériens. Les indices moyens d'abondance des pistes d'écureuils (transects au sol et aériens), sont jusqu'à cinq fois inférieurs à ceux obtenus lors d'inventaire similaires réalisés sur la Côte-Nord (Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3] ; TecSult Région Côte-Nord, 1998. [Toulnustouc] ; Massé et coll., 2000 [Romaine]). Pour les inventaires au sol, l'abondance relative de l'écureuil était près de deux fois plus élevée dans le secteur situé à l'extérieur du réservoir Pikauba projeté qu'à l'intérieur des limites de ce réservoir (voir le tableau 5-46).

Tableau 5-46 – Indice pondéré moyen d'abondance des espèces ou groupe d'espèces obtenu à partir des inventaires au sol et aérien effectués à l'intérieur et à l'extérieur des limites du futur réservoir à l'hiver 2001

Espèce ou groupe d'espèce	Réservoir Pikauba projeté ^f		Extérieur du réservoir ^f		Ensemble de la zone d'étude ^g	
	Indice	Erreur type	Indice	Erreur type	Indice	Erreur type
Inventaire au sol						
Lièvre d'Amérique	3,2505 a ^e	0,7898	1,5906 b	0,2603	2,1716	0,3331
Écureuils ^b	0,0297 a	0,0092	0,0586 b	0,0101	0,0484	0,0075
Micrommamifères ^c	0,0079 a	0,0079	0,0074 b	0,0027	0,0076	0,0032
Porc-épic d'Amérique	0,0004 a	0,0004	0,0013 a	0,0011	0,0010	0,0008
Loup	0,0000 a	0,0000	0,0003 a	0,0003	0,0002	0,0002
Renard roux	0,0048 a	0,0039	0,0019 a	0,0006	0,0029	0,0014
Petits mustélidés ^d	0,0307 a	0,0130	0,0295 a	0,0054	0,0299	0,0057
Martre d'Amérique	0,0014 a	0,0014	0,0043 a	0,0019	0,0033	0,0013
Vison d'Amérique	0,0000 a	0,0000	0,0005 a	0,0003	0,0003	0,0002
Loutre de rivière	0,0003 a	0,0003	0,0001 a	0,0001	0,0002	0,0001
Lynx du Canada	0,0226 a	0,0124	0,0283 a	0,0100	0,0263	0,0077
Inventaire aérien						
Lièvre d'Amérique	0,0862 a	0,0283	0,0480 b	0,0069	0,0579	0,0066
Écureuils	0,0002 a	0,0002	0,0050 a	0,0019	0,0037	0,0013
Micrommamifères	0,0002 a	0,0002	0,0000 b	0,0000	0,0000	0,0000
Porc-épic d'Amérique	0,0000 a	0,0000	0,0014 a	0,0008	0,0009	0,0006
Loup	0,0000 a	0,0000	0,0066 b	0,0024	0,0048	0,0016
Renard roux	0,0190 a	0,0067	0,0040 b	0,0015	0,0053	0,0014
Petits mustélidés	0,0045 a	0,0040	0,0051 a	0,0016	0,0046	0,0012
Martre d'Amérique	0,0013 a	0,0013	0,0098 a	0,0030	0,0094	0,0024
Vison d'Amérique	0,0000 a	0,0000	0,0000 a	0,0000	0,0013	0,0013
Loutre de rivière	0,0155 a	0,0086	0,0182 a	0,0041	0,0118	0,0031
Lynx du Canada	0,0315 a	0,0140	0,0212 b	0,0074	0,0236	0,0055

a. inclut surtout la gélinotte huppée mais peut comprendre des pistes de tétras du Canada

b. inclut l'écureuil roux et le grand polatouche

c. inclut les espèces des familles Soricidae et Cricetidae

d. inclut l'hermine, la belette pygmée et la belette à longue queue

e. les moyennes des secteurs avec une lettre différente pour chacune des espèces différent à $p < 0,05$ (test de Kruskal-Wallis) ;

f. résultats obtenus à partir des milieux riverains communs aux deux secteurs (ruisseau et rivière)

g. résultats obtenus à partir de l'ensemble des milieux riverains (ruisseaux, rivière, lac et étang)

Les écureuils n'utilisaient pas un type de milieu riverain en particulier quoique les milieux riverains de ruisseaux semblaient davantage fréquentés que ceux des étangs, des rivières et des lacs. Dans cette étude, l'abondance des pistes d'écureuils était reliée à la présence de peuplements à espèces résineuses (résineux dominants jeunes et matures, mélangés à dominance de feuillus jeunes et matures). Ainsi, basé sur ces résultats, les habitats favorables aux écureuils sont surtout présents dans le sud de la zone d'étude (terrains de piégeage 103 et 108).

Micromammifères

Parmi les espèces de micromammifères les plus susceptibles d'être présentes dans la zone d'étude, mentionnons la musaraigne cendrée, la musaraigne fuligineuse, la musaraigne pygmée, la grande musaraigne, la souris sylvestre, le campagnol-à-dos-roux de Gapper, le campagnol des champs, le campagnol des rochers, le campagnol-lemming de Cooper, la souris-sauteuse des champs et la souris-sauteuse des bois. Les indices de présences des micromammifères ont été observés dans 16 % des transects au sol et dans moins de 1 % des segments riverains. Les pistes de micromammifères semblent plus abondantes à l'intérieur des limites du réservoir projeté qu'à l'extérieur de ce dernier. Ceci est relié au fait qu'un grand nombre de pistes ont été observées le long d'un transect au sol localisé dans le secteur de l'embouchure du ruisseau du Bras des Angers avec la rivière Pikauba. De plus, selon les résultats de la présente étude, les peuplements en régénération à dominance de feuillus constitueraient les milieux terrestres les plus fréquentés par les micromammifères. La majorité de ces espèces ont, de plus, une prédilection pour les milieux humides et les milieux riverains davantage présents dans le secteur du réservoir projeté (Consortium Gauthier & Guillemette-G.R.E.B.E., 1993).

Porc-épic

Les pistes de porc-épic étaient présentes dans seulement 4 % des transects au sol et 2 % des transects aériens. Des cicatrices ont par contre été observées dans 8 % des transects au sol. Les indices d'abondance des pistes semblent assez similaires à ceux observés dans le bassin supérieur de la rivière Sainte-Marguerite (Consortium Roche-Dessau, 1995) et de la rivière Romaine à l'hiver 2000 (Massé et coll., 2000). Les signes de présence du porc-épic étaient plus abondants à l'extérieur du réservoir Pikauba projeté qu'à l'intérieur des limites de ce dernier (voir le tableau 5-46). Selon la littérature, le porc-épic fréquente généralement la lisière des forêts et les milieux ouverts où les arbres ont un tronc dégagé, favorisant l'accessibilité à la nourriture (Van Deusen et Myers, 1962 ; Harder, 1979). Le cambium et les rameaux d'épinette, de mélèze laricin (*Larix laricina*), de sapin baumier (*Abies balsamea*), de bouleau et de saule constituent une grande partie de son régime alimentaire en hiver (Dodge, 1982 ; Tenneson et Oring, 1985). Ainsi, les peuplements forestiers favorables à la présence du porc-épic sont principalement les peuplements résineux jeunes et les résineux matures et les peuplements mélangés jeunes et mélangés matures. Ces peuplements sont particulièrement abondants dans la partie sud de la zone (terrains de piégeage 103 et 108) ainsi qu'à certains endroits en périphérie immédiate des limites du réservoir projeté.

Loup

Le loup a été l'une des espèces les plus discrètes lors des inventaires effectués à l'hiver 2001. En effet, des pistes de ce mammifère étaient présentes dans seulement 1 % des transects au sol et 7 % des transects aériens. Lors de l'inventaire aérien de l'original effectué à l'hiver 2001, l'observation des pistes de loup était beaucoup plus importante, notamment à l'ouest du barrage projeté, le long de la rivière Sawine. Lors de cet

inventaire, il fut même possible d'observer la présence de deux meutes de quatre loups. Une de ces meutes a été observée aux abords du lac Gobeil (terrain de piégeage 108) alors que la deuxième a été vue à l'est de la Petite rivière Pikauba (terrain de piégeage 59) (voir la carte 2-12 à l'annexe E).

L'indice d'abondance des pistes de loup pour les segments riverains survolés (voir le tableau 5-46) était jusqu'à quatre fois plus élevé que ceux obtenus lors des études réalisées sur la Côte-Nord (Consortium RocheDessau, 1995 [SM-3] ; Massé et coll., 2000 [Romaine]) et similaire à celui obtenu sur la rivière Toulnostouc (Tecsult Région Côte-Nord, 1998). Selon Banfield (1977), la densité des populations de loups reflète généralement celle des ongulés. Tel que mentionné précédemment, la densité d'originaux observée dans l'aire d'étude était nettement supérieure à celles obtenues à d'autres sites du nord du Québec, pouvant ainsi expliquer l'abondance plus élevée de pistes de loup dans la zone d'étude.

L'abondance des pistes de loup était similaire dans la partie de la zone d'étude située à l'extérieur du réservoir Pikauba projeté comparativement à celle située à l'intérieur de ce dernier (voir le tableau 5-46). Dans le cas des types de milieux riverains, les pistes étaient plus abondantes le long des ruisseaux et des étangs à castors qu'en bordure des lacs et des rivières. Cependant, la diversité des milieux utilisés par le loup laisse croire que ce dernier n'accorde pas une grande importance aux types d'habitats utilisés. Par contre, certains facteurs tels que la présence de proies et la dureté de la neige pourraient jouer un rôle déterminant dans les secteurs fréquentés en hiver.

D'ailleurs, l'abondance des pistes de loup était plus élevée dans la portion nord de la zone d'étude, secteur également très fréquenté par les originaux et très utilisé par le castor. Ainsi, les habitats potentiels pour le loup reflètent ceux de ses proies, notamment de l'original (exemple : portion nord de la zone d'étude ; terrains de piégeage 57, 59 et 110) et du castor (terrains de piégeage 57 et 59). Le castor est une partie importante du régime alimentaire en période estivale (Jolicoeur, 1998).

Renard roux

Des pistes de renard roux ont été observées dans environ 15 % des transects au sol et aériens. Les pistes étaient concentrées principalement dans le secteur du réservoir projeté, le long de la Petite rivière Pikauba ainsi que le long de la rivière Pikauba entre le lac Kénogami et les lacs Caconal. L'indice d'abondance des pistes de renard roux pour les transects au sol (voir le tableau 5-46) était quatre fois plus faible que celui obtenu lors d'un inventaire similaire réalisé sur la rivière Romaine à l'hiver 2001 (Massé et coll., 2000). L'indice d'abondance pour les segments riverains survolés était jusqu'à cinq fois plus élevé que dans le bassin versant de la rivière Sainte-Marguerite (Consortium Roche-Dessau, 1995), similaire à celui de la rivière Toulnostouc (Tecsult Région Côte-Nord, 1998) et deux fois plus faible que dans le bassin versant de la rivière Romaine (Massé et coll., 2000).

D'autre part, selon les résultats des transects au sol, l'abondance des pistes était uniforme entre les différents secteurs (réservoir projeté et extérieur) quoique, selon les résultats des transects aériens, les forêts du réservoir projeté semblaient davantage fréquentées par le renard que les forêts en périphérie. Les ruisseaux étaient généralement plus utilisés que les autres types d'habitats riverains.

Selon la littérature, ce prédateur généraliste qui a la capacité de modifier son régime alimentaire en fonction de la disponibilité de ses proies, fréquenterait les mêmes habitats que ceux utilisés par ses proies (lièvres, tétraonidés et écureuils), c'est-à-dire, une variété de peuplements où l'on trouve notamment des feuillus et résineux très jeunes, des arbustives ainsi que des peuplements résineux plus denses (Le Groupe Boréal, 1992b [complexe NBR] ; Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3]) ; Massé et coll., 2000 [Romaine]). Dans ce sens, l'ensemble de la zone d'étude représente un très bon potentiel pour le renard.

Petits mustélidés

L'hermine, la belette pygmée et la belette à longue queue forment le groupe des petits mustélidés. Plus de la moitié des transects au sol (61 %) et 11 % des transects aériens présentaient des pistes de petits mustélidés. La présence de ces espèces est bien répartie dans l'ensemble de la zone d'étude. L'indice d'abondance des pistes le long des transects au sol est assez similaire à ceux obtenus sur la Côte-Nord (Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3] ; Massé et coll., 2000 [Romaine]). L'indice d'abondance des pistes obtenu dans cette étude lors du survol des segments riverains (voir le tableau 5-46) semble légèrement inférieur à celui observé dans le bassin de la rivière Romaine (Massé et coll., 2000), similaire à celui de la rivière Toulnostouc (Tecsult Région Côte-Nord, 1998) et près de cinq fois plus élevé que celui obtenu dans le bassin supérieur de la rivière Sainte-Marguerite (Consortium Roche-Dessau, 1995).

Les petits mustélidés sont présents autant dans le secteur du réservoir projeté qu'à l'extérieur de ce dernier. À ces endroits, bien que la différence soit faible, les petits mustélidés semblent davantage fréquenter les bordures d'étangs et de ruisseaux que celles des rivières et des lacs. Certaines études ont démontré que les mustélidés n'utilisent pas un milieu riverain plus qu'un autre. Ceci est relié au fait que le groupe des petits mustélidés est constitué d'espèces occupant des niches écologiques différentes. (G.R.E.B.E., 1990 ; Veillet et Vézina, 1991 ; Le Groupe Boréal, 1992b).

Les petits mustélidés semblent occuper davantage les peuplements de résineux de tous âges ainsi que les peuplements de feuillus très jeunes. À la lumière de ces résultats, on trouve des habitats potentiels pour les petits mustélidés partout dans la zone d'étude, mais de façon plus concentrée dans la partie sud de la zone ainsi que dans la portion nord du réservoir projeté.

Martre d'Amérique

Les pistes de martre d'Amérique étaient présentes dans un nombre relativement faible de transects au sol et aériens. En effet, des pistes de martre ont été observées dans 10 % des transects au sol et 13 % des transects aériens. La très grande majorité des transects aériens caractérisés par la présence de pistes de martre étaient situés à l'ouest de la rivière Pikauba (terrains de piégeage 108 et 110). De façon générale, les indices pondérés d'abondance des pistes de la martre dans la zone d'étude (inventaires au sol et aérien ; voir le tableau 5-46) sont, dans certains cas, jusqu'à 30 fois plus faibles que ceux obtenus dans certains autres sites situés sur la Côte-Nord (Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3] ; Massé et coll., 2000 [Romaine]). La martre était donc très peu présente lors des inventaires de l'hiver 2001.

Les indices de présence de la martre recueillis lors des inventaires au sol et aériens étaient très comparables entre le secteur du réservoir projeté et la portion de la zone d'étude située à l'extérieur de ce dernier. D'autre part, les étangs à castors et les ruisseaux paraissent davantage utilisés que les rivières et les lacs. Basé sur les peuplements forestiers généralement reconnus pour être favorables à la présence de la martre et sur les résultats obtenus dans le cadre de cette étude, les peuplements résineux jeunes et matures, les peuplements mélangés jeunes et matures ainsi que les peuplements feuillus jeunes et matures ont été retenus comme habitats de qualité pour la martre d'Amérique. Ces habitats sont particulièrement abondants dans le centre et le sud de la zone d'étude (terrains de piégeage 103 et 108 ; voir la carte 2-5 à l'annexe E).

Loutre de rivière

Les indices de présence de la loutre de rivière ont été peu abondants autant sur les transects au sol que le long des segments riverains survolés. En effet, des pistes de loutre ont été observées dans seulement 3 % des transects au sol et 12 % des transects aériens. Ces pistes étaient davantage présentes dans la portion nord de la zone d'étude (terrains de piégeage 57, 59 et 110). L'indice pondéré d'abondance des pistes obtenu à la suite de l'inventaire aérien (voir le tableau 5-46) est jusqu'à huit fois plus élevé que ceux obtenus lors d'inventaires réalisés sur la Côte-Nord (Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3] ; Massé et coll., 2000 [Romaine]). Toutefois, cet indice est similaire à celui observé dans le secteur de la rivière Toulnostouc à l'hiver 1998 (Tecsult Région Côte-Nord, 1998).

Les loutres fréquentaient autant les milieux aquatiques situés dans le réservoir projeté que ceux présents à l'extérieur de ce dernier. Par contre, les loutres semblaient davantage présentes à proximité des ruisseaux et peu abondantes le long des rivières. Des études ont démontré que les ruisseaux et les rivières étaient les milieux riverains les plus fréquentés par la loutre en hiver, et ce, en raison de la présence de courants rapides susceptibles d'offrir des ouvertures dans la couche de glace, favorisant ainsi l'accès à l'eau libre, lieu de chasse important pour la loutre (SOMER, 1984 ; G.R.E.B.E., 1990 ; Le Groupe Boréal, 1992b ; Consortium Roche-Dessau, 1995 ; Saint-Georges et coll., 1995). Dans ce sens, avec la présence de rapides à certains endroits, la rivière Pikauba, la Petite rivière

Pikauba et la rivière aux Écorces sont des milieux favorables pour la loutre, malgré les faibles indices de présence.

Vison d'Amérique

D'autre part, les pistes de vison d'Amérique ont été rarement observées dans les transects au sol et aériens. En effet, des pistes de ce mustélide n'ont été vues que dans deux transects au sol et un transect aérien. Les quelques pistes de vison observées étaient situées en bordure d'étangs. Les milieux aquatiques sont d'ailleurs une composante importante de l'habitat du vison. En effet, selon Eagle et Withman (1987), bien que les petits mammifères soient généralement l'élément dominant du régime alimentaire du vison, ce dernier se nourrit également de poissons, notamment dans la saison hivernale, alors que la disponibilité d'oiseaux et d'invertébrés est moindre. Les habitats potentiels de ce mustélide seront donc sensiblement les mêmes que ceux de la loutre (rivière, ruisseaux).

Lynx du Canada

Les pistes du lynx du Canada ont été observées dans 31 % des transects au sol et 27 % des transects aériens. Les pistes étaient concentrées principalement dans la portion nord du réservoir projeté, à l'ouest du barrage le long de la rivière Sawine ainsi que dans le secteur compris entre le réservoir projeté et la Petite rivière Pikauba (terrains de piégeage 57, 59 et 110). De plus, les relevés effectués lors de l'inventaire aérien de l'original ont permis d'identifier d'autres secteurs utilisés par le lynx ; notamment au nord-ouest du barrage projeté près du lac Morin et le long de la rivière Pikauba, entre le réservoir projeté et la hauteur du lac des Dauphinelles (voir la carte 2-13 à l'annexe E).

Les indices d'abondance des pistes de lynx figurent parmi les plus élevés enregistrés dans des études similaires réalisées dans le Québec nordique. En effet, les indices d'abondance obtenus pour les transects au sol et les segments riverains survolés (voir le tableau 5-46) dans le cadre du présent projet, sont jusqu'à 47 fois plus élevés que ceux obtenus lors d'inventaires similaires réalisés sur la Côte-Nord (Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3] ; Tecsub Région Côte-Nord, 1998. [Toulnostouc] ; Massé et coll., 2000 [Romaine]). Comme nombre d'études l'ont montré, l'abondance du lynx dépend de celle du lièvre, qui est sa principale source de nourriture (McCord et Cordoza, 1982 ; Parker et coll., 1983 ; Boutin et coll., 1986 ; Boutin et coll. ; 1995 ; Murray et coll., 1995). Puisque l'abondance du lièvre était très importante, il semble logique d'observer une forte abondance de lynx dans la zone d'étude.

Les pistes de lynx étaient plus abondantes dans le secteur du réservoir Pikauba projeté qu'à l'extérieur de ce dernier (voir le tableau 5-46) et les lynx semblaient utiliser davantage les étangs à castors que les autres types de milieux aquatiques. Il existe cependant beaucoup de variabilité quant à l'utilisation des milieux riverains d'une étude à l'autre (voir Veillet et Vézina, 1991 [Eastmain] ; Le Groupe Boréal, 1992b [complexe NBR] ; Consortium Roche-Dessau, 1995 [SM-3]).

Comme pour le lièvre, les habitats favorables à la présence du lynx sont situés principalement au nord du réservoir projeté dans le secteur s'étendant du site du futur barrage jusqu'au lac Bouleau, au sud du réservoir projeté le long de la rivière Pikauba ainsi que dans le secteur des lacs Hocquart, du Panache, Gobeil et Bousquet, au sud-ouest de la zone d'étude (terrains de piégeage 57, 103 et 108).

5.6.2 Impacts en phase de construction

5.6.2.1 Grands mammifères

Orignal

Les principales sources d'impact sur l'orignal sont liées au déboisement des chantiers, au transport et à la circulation de la machinerie ainsi qu'aux activités de chantier. Bien que le déboisement du réservoir projeté (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts relatifs à cette activité seront abordés dans la section traitant des impacts liés à la phase d'exploitation, puisqu'ils entraîneront des pertes permanentes d'habitats.

Les superficies à déboiser pour la mise en place de ces aires totalisent environ 40 ha. La perte temporaire de ces habitats forestiers aura peu d'impact sur les populations d'originaux. En effet, compte tenu de la grande taille de leur domaine vital (moyenne de 50 km²), cette perte ne représentera qu'une très faible proportion du domaine vital et cela pour quelques individus seulement. Les individus touchés seront en mesure de trouver facilement des habitats forestiers propices à proximité des chantiers.

La construction des ouvrages, l'aménagement des chemins temporaires, le transport et la circulation de la machinerie et les travaux d'excavation pourraient causer du dérangement par le bruit et l'activité humaine. Ceci pourra limiter la fréquentation et les mouvements de l'orignal dans les habitats situés à proximité de ces lieux. De plus, certains individus plus sensibles à ce type de perturbation seront plus touchés. C'est le cas notamment des femelles accompagnées de jeunes de l'année qui seront forcées de se déplacer vers des lieux où l'activité humaine est réduite. Toutefois, une fois les travaux terminés et le couvert végétal rétabli en partie, ces aires seront à nouveau fréquentées par l'orignal.

Le risque de collisions avec des véhicules routiers augmentera avec la présence du chantier. Il pourrait donc avoir une légère hausse du taux de mortalité liée à cette cause. Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits nécessaires et de limiter les travaux de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement des chantiers.

L'intensité de l'impact est jugé faible compte tenu qu'il aura peu ou pas d'effets détectables sur les déplacements et l'utilisation des habitats par les individus susceptibles d'être touchés par les sources d'impact. L'étendue de l'impact est classée ponctuelle

puisque'il sera limité à la zone des travaux. Finalement, la durée de cet impact a été jugée moyenne puisque la perturbation et le dérangement affecteront les orignaux pendant trois saisons de reproduction et que les sites déboisés seront remis en état à la fin des travaux. L'importance de l'impact sur la population d'orignaux sera mineure à cette phase (voir le tableau 5-47).

Tableau 5-47 – Évaluation de l'impact sur l'orignal en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

Ours noir

Tout comme l'orignal, les principales sources d'impact sont essentiellement liées au déboisement des chantiers, au transport et à la circulation de la machinerie, ainsi qu'aux activités de chantier. Bien que le déboisement du réservoir projeté (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts relatifs à cette activité seront abordés dans la section traitant des impacts liés à la phase d'exploitation puisqu'ils entraîneront des pertes permanentes d'habitats.

Les superficies à déboiser pour la mise en place de ces aires totalisent environ 40 ha. La perte temporaire de ces habitats forestiers aura peu d'impact sur les populations d'ours noirs. Puisque le domaine vital des ours noirs varie entre 8 et 19 km² chez les femelles et entre 21 et 116 km² chez les mâles (Samson, 1996), les quelques individus dont le domaine vital sera touché par ce déboisement devront réajuster leur zone d'activité pour y inclure de nouvelles sources de nourriture ou de nouveaux couverts de refuge. Or, compte tenu de l'exploitation forestière qui a cours actuellement dans ce secteur, ce milieu offre de bons habitats de remplacement propices à cette espèce. Une fois les travaux terminés et le couvert végétal rétabli en partie, ces aires seront à nouveau fréquentées par cette espèce.

Le transport et la circulation de la machinerie, les activités de construction des ouvrages et l'activité humaine causeront des dérangements et pourront limiter l'utilisation par l'ours noir des habitats situés à proximité des chantiers et des voies de circulation.

L'augmentation de la circulation sur les routes menant au chantier augmentera le risque de collisions avec des ours noirs, entraînant une hausse de mortalité.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits nécessaires et de limiter les travaux de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement des chantiers.

Tout comme l'original, l'intensité de l'impact est jugé faible compte tenu qu'il aura peu ou pas d'effets détectables sur les déplacements et l'utilisation des habitats par les individus susceptibles d'être touchés par les sources d'impact. L'étendue de l'impact est classée ponctuelle puisqu'il sera limité à la zone des travaux. Enfin, la durée de cet impact a été jugée moyenne puisque la perturbation des habitats et le dérangement affecteront les ours noirs pendant au moins trois saisons de reproduction et que les sites déboisés seront remis en état à la fin des travaux. L'importance de l'impact sur la population d'ours noirs sera mineure à cette phase (voir le tableau 5-48).

Tableau 5-48 – Évaluation de l'impact sur l'ours noir en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

5.6.2.2 Castor

Les principales sources d'impact sur le castor sont principalement liées aux travaux en eau et à la construction des ouvrages. Bien que le déboisement du réservoir projeté (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts relatifs à cette activité seront abordés dans la section traitant des impacts liés à la phase d'exploitation puisqu'ils entraîneront des pertes permanentes d'habitats.

Les travaux de construction liés à la dérivation de l'affluent PP-1 auront pour effet de réduire les apports hydriques sur le cours aval de l'affluent. Or, trois colonies actives de castors se trouvent dans le tronçon aval de ce ruisseau, à moins de 10 km. Compte tenu de la distance à l'ouvrage et des apports en eau liés au bassin résiduel, la qualité de l'habitat ne devrait pas être beaucoup modifiée, permettant ainsi le maintien de ces

colonies. Par ailleurs, la création d'un plan d'eau important en amont du batardeau de dérivation pourrait être favorable à la relocalisation des castors.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de limiter le déboisement aux endroits prévus et de protéger les milieux riverains et aquatiques, composantes importantes de l'habitat du castor.

L'intensité de l'impact a été jugée faible puisque les travaux de dérivation de l'affluent PP-1 devraient affecter très faiblement la qualité de l'habitat des trois colonies situées en aval. L'étendue de l'impact est ponctuelle puisqu'elle touche seulement une section de l'affluent PP-1. La durée de cet impact a été jugée moyenne puisqu'à moyen terme le ruisseau touché retrouvera un état d'équilibre à la suite de la réduction des apports d'eau. L'importance de l'impact sur le castor est négligeable (voir le tableau 5-49).

Tableau 5-49 – Évaluation de l'impact sur le castor en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif	X			
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5 et 9 (voir l'annexe B).				

5.6.2.3 Autres animaux à fourrure et petits mammifères

Les principales sources d'impact sur les autres animaux à fourrure et petits mammifères sont liées au déboisement des chantiers, au transport et à la circulation de la machinerie, aux activités de chantier et aux travaux en eau. Bien que le déboisement du réservoir projeté (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts relatifs à cette activité seront abordés dans la section traitant des impacts liés à la phase d'exploitation puisqu'ils entraîneront des pertes permanentes d'habitats.

Les superficies à déboiser pour la mise en place de ces aires totalisent environ 40 ha. La perte temporaire de ces habitats forestiers aura peu d'impact sur les animaux à fourrure et les petits mammifères. En effet, les individus touchés pourront trouver des habitats propices en périphérie des sites touchés. Ces habitats seront réutilisés une fois les travaux terminés.

Par ailleurs, le transport et la circulation de la machinerie, les activités de chantier et les travaux en eau pourraient causer du dérangement par le bruit et l'activité humaine. Ceci aura pour effet de diminuer la fréquentation et les mouvements des animaux dans les chantiers et en périphérie. Des espèces plus sensibles à l'activité humaine comme le loup s'éloigneront vers des lieux où l'activité humaine est réduite. Les espèces les plus tolérantes à la présence humaine, notamment le renard roux et les petits mustélidés, continueront à fréquenter la proximité des aires perturbées temporairement par l'activité humaine. Cependant, lorsque les travaux de construction seront terminés et que le couvert végétal sera rétabli en partie, ces aires seront à nouveau fréquentées par les animaux à fourrure et les petits mammifères.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus et de limiter les travaux de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement des chantiers.

L'intensité de l'impact a été jugée moyenne parce que dans le cas du loup, on pourrait observer une modification notable de sa répartition dans le secteur des travaux. Par contre, pour les autres espèces, un certain nombre d'individus devront modifier légèrement leur patron de fréquentation des habitats et restreindre leurs déplacements dans les zones des travaux. Puisque ces travaux sont circonscrits à de faibles superficies, l'étendue de l'impact est ponctuelle. La durée de cet impact a été jugée moyenne puisque les impacts affecteront les animaux à fourrure et les petits mammifères pour une période d'au moins 3 ans. L'importance de l'impact sur l'ensemble des espèces de la petite faune est mineure (voir le tableau 5-50).

Tableau 5-50 – Évaluation de l'impact sur les autres animaux à fourrure et les petits mammifères en phase de construction

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

5.6.3 Impacts en phase d'exploitation

5.6.3.1 Grands mammifères

Orignal

Le déboisement du réservoir (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle), la mise en eau et la présence du réservoir Pikauba entraîneront la perte permanente d'habitats terrestres qui représentaient de bons habitats pour l'orignal. De plus, la perte permanente des milieux humides situés en bordure de la rivière Pikauba réduira également la capacité de support théorique de ce secteur pour l'orignal puisque ces milieux sont utilisés par l'orignal à l'été et à l'automne. Quoique ces habitats ne soient pas généralement considérés comme limitatifs, leur abondance et leur concentration dans ce secteur constituent un attrait indéniable pour l'orignal comme en témoignent les signes de présence. De plus, la possibilité de reconstitution de ces milieux humides y sera très réduite compte tenu du mode de gestion du futur réservoir.

Près de 50 % des superficies impliquées dans le déboisement et la mise en eau sont constituées de forêts en régénération et un peu plus de 30 % de forêts jeunes ou matures. Le reste est constitué d'arbustais ou d'autres terrains forestiers improductifs. La création du réservoir Pikauba entraînera la perte de 16 km² d'habitats représentant un potentiel moyen ou élevé pour l'orignal (voir le tableau 5-51, ci-dessous, et la carte 2-9, à l'annexe E). Le potentiel fut déterminé en considérant le type de peuplement forestier et le degré d'entremêlement des couverts forestiers offrant respectivement nourriture et abri.

Tableau 5-51 – Pertes permanentes d'habitat pour l'orignal en phase d'exploitation

Potentiel des habitats	Superficie disponible dans la zone d'étude ^a (km ²)	Superficie perdue (km ²)	Proportion perdue (%)
Élevé	203	5	2,4
Moyen	269	11	4,2
Total	472	16	3,4

a. Comprend le réservoir projeté et la bande périphérique de 0 à 10 km.

À l'échelle de la zone d'étude, qui inclut le secteur du réservoir et une bande périphérique de 10 km, les superficies d'habitats inondées représenteront seulement 4 % du total des habitats à potentiel moyen et 2 % des habitats à potentiel élevé (voir le tableau 5-51). Ces pertes permanentes d'habitats terrestres n'auront pas de conséquences mesurables sur la productivité ou les effectifs de cette population compte tenu de la quantité et de la qualité des habitats disponibles en périphérie. D'ailleurs, le suivi télémétrique d'originaux lors de la mise en eau du réservoir Sainte-Marguerite 3 sur la Côte-Nord, qui couvre près de 250 km², n'a pas permis jusqu'à présent de déceler une baisse de la productivité des

femelles et cela, malgré la faible abondance d'habitats de qualité dans cette région (Leblanc et coll., 2000). La perte des milieux humides en bordure de la rivière Pikauba n'aura pas non plus d'effets sur la productivité et les effectifs de cette population.

Par contre, on estime qu'il y aura des conséquences de cette perte d'habitats sur l'utilisation des habitats et les déplacements des individus susceptibles d'être touchés. Toutefois, l'effet réel est difficile à quantifier compte tenu de la mobilité de ces animaux. Certains individus ajusteront ainsi les limites de leur domaine vital en intégrant des habitats propices situés en périphérie. Dans le cas des milieux humides, certains individus utiliseront peut-être davantage les étangs à castors en période estivale. Toutefois, ils ne retrouveront pas les grandes superficies de marais et de marécages, ainsi que les milieux très ouverts qui caractérisent ces habitats de la rivière Pikauba entre le PK 37 et le PK 52.

Par ailleurs, la présence du nouveau plan d'eau pourrait modifier le patron et la localisation des principaux couloirs de déplacement sans toutefois constituer une barrière aux déplacements est-ouest. En effet, l'orignal peut se déplacer à la nage, d'autant plus que la distance maximale à franchir entre deux rives atteindra tout au plus 1 km. D'ailleurs, dans le cadre du projet hydroélectrique de la Sainte-Marguerite-3, le suivi télémétrique d'individus a montré que plusieurs individus traversaient régulièrement le réservoir Sainte-Marguerite 3 en période libre de glace sur des distances pouvant atteindre 2 km (Leblanc et coll., 2000).

La présence du réservoir pourrait également se traduire par un plus grand nombre d'individus ayant tendance à suivre les rives ouest et est du réservoir en direction nord ou sud pour atteindre les extrémités nord et sud du réservoir afin de fréquenter les habitats se trouvant du côté opposé. L'utilisation du secteur adjacent à la rivière Pikauba en dehors de la période hivernale risque donc d'être modifiée par la présence de ce dernier. De plus, l'effet entonnoir que peut engendrer actuellement la réunion des rivières Pikauba et Pika et le ruisseau Bras des Angers sur les déplacements des orignaux pourrait être considérablement atténué par la présence du réservoir. Ce phénomène pourrait être plus notable à l'automne où les mouvements sont les plus importants.

En période hivernale, la fréquentation du secteur immédiat du réservoir pourrait être négligeable si on se fie à l'inventaire des pistes et des aires d'hivernage réalisé à l'hiver 2001. En effet, la zone du réservoir était à toutes fins utiles inutilisée par l'orignal en février 2001. Les mesures d'atténuation courantes permettront de limiter le déboisement et la circulation aux endroits prévus.

L'intensité de l'impact est jugée moyenne compte tenu qu'il n'y aura pas d'effet mesurable sur la productivité et les effectifs de cette population. Cependant, la présence du réservoir risque de modifier l'utilisation spatiale des habitats situés à proximité de ce dernier (voir le tableau 5-52). L'étendue de l'impact sera locale puisqu'il affectera les individus associés à ce secteur et dans la plupart des cas, qu'à une partie de leur domaine vital. Par contre, la durée de l'impact sera longue puisque les pertes d'habitats seront permanentes. L'impact sera d'importance moyenne sur les orignaux.

Tableau 5-52 – Évaluation de l'impact sur l'original en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale
Durée	Courte	Moyenne	Longue X
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne
Impact positif			Majeure X
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5 et 12 (voir l'annexe B).			

Ours noir

Tout comme l'original, le déboisement, la mise en eau et la présence du réservoir Pikauba causeront la perte permanente d'habitats terrestres qui représentent actuellement des habitats propices pour cette espèce.

Près de 50 % des superficies touchées par ces activités de déboisement représentent pour l'ours noir des habitats de bonne qualité même si la densité de cette espèce dans ce secteur de la forêt boréale ne figure pas parmi les plus élevées au Québec (Lamontagne et coll., 1999). Les peuplements feuillus ou mixtes en régénération contiennent beaucoup de bouleau à papier et de peuplier faux-tremble, sources importantes de nourriture au printemps et au début de l'été pour l'ours noir (Samson, 1996). Un peu plus tard en saison, ces peuplements en régénération produisent une abondance de petits fruits (framboises, bleuets, les fruits du sorbier d'Amérique, du cerisier de Pennsylvanie et des viornes) qui sont alors prisés l'été et l'automne.

Puisque le domaine vital des ours noirs varie entre 8 et 19 km² chez les femelles et entre 21 et 116 km² chez les mâles (Samson 1996), les individus dont le domaine vital sera touché par les pertes permanentes d'habitats devront réajuster leur zone d'activité pour y inclure de nouvelles sources de nourriture ou de nouveaux couverts de refuge.

Ces pertes permanentes d'habitats n'auront cependant pas de conséquences mesurables sur les effectifs de cette population compte tenu de la quantité et de la qualité des habitats disponibles en périphérie. De plus, ce sont des animaux très mobiles puisqu'ils doivent constamment se déplacer pour trouver de nouvelles sources de nourriture lorsque celles-ci se font rares. Le réservoir ne devrait pas constituer une barrière aux déplacements est-ouest puisque l'ours noir est également un excellent nageur, tout comme l'original.

La première mise en eau du réservoir durant la période des crues printanières pourrait ennoyer certaines tanières et causer la mortalité de leurs occupants. Toutefois, cette cause

de mortalité apparaît peu importante puisque le déboisement des superficies se fera avant la mise en eau. Cette opération aura alors pour effet de transformer ces forêts en milieux très ouverts et donc peu intéressants pour la localisation de tanières.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de limiter le déboisement et la circulation aux endroits prévus.

L'intensité de l'impact est jugée moyenne compte tenu qu'il n'y aura pas d'effet mesurable sur les effectifs ou la production de cette population (voir le tableau 5-53). Cependant, il aura des conséquences sur les domaines vitaux et l'utilisation des habitats par certains individus. L'étendue des impacts est jugée locale puisqu'elle sera associée à la superficie du réservoir. La durée de l'impact sera longue compte tenu du caractère permanent des pertes d'habitats potentiels pour cette espèce. L'importance de l'impact sera donc moyenne sur l'ours noir.

Tableau 5-53 – Évaluation de l'impact sur l'ours noir en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne	Longue X	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5 et 12 (voir l'annexe B).				

5.6.3.2 Castor

Le déboisement, la mise en eau et la présence du réservoir Pikauba causeront la perte permanente d'habitats terrestres, humides et aquatiques qui représentent actuellement de très bons habitats pour cette espèce.

En considérant les cinq terrains de piégeage susceptibles d'être touchés par le projet, la mise en eau et la présence du réservoir entraîneront la perte d'environ 9 % des habitats représentant un potentiel élevé pour le castor et 3 % des habitats à potentiel moyen (voir le tableau 5-54 et la carte 2-10 à l'annexe E). L'évaluation du potentiel des habitats a été réalisée en considérant l'abondance des milieux aquatiques (surtout des ruisseaux) et l'abondance des pentes douces propices à la présence du castor. Ainsi, à cette échelle, les superficies d'habitats de bonne et de très bonne qualité qui seront touchées par la mise en eau sont minimales comparativement aux superficies disponibles à l'extérieur des limites du réservoir.

Tableau 5-54 – Pertes permanentes d'habitat pour le castor en phase d'exploitation

Potentiel des habitats	Superficie disponible dans les 5 terrains de piégeage (km ²)	Superficie perdue (km ²)	Perte (%)
Élevée	80	7	9
Moyen	183	6	3

Les pertes d'habitats associées à la mise en eau du réservoir et les conséquences sur les populations de castors seront toutefois atténuées par le fait qu'un certain nombre de colonies de castors auront peut-être quitté le secteur à la suite des opérations de récupération du bois marchand et d'élimination de la biomasse forestière résiduelle. Plusieurs auteurs ont suggéré qu'une colonie entière de castors peut se déplacer, notamment lorsque les ressources alimentaires se font plus rares (voir Novak, 1987). La distance que ces familles parcourront est cependant difficile à déterminer, bien qu'il soit connu que les individus seuls (mâles et femelles) peuvent effectuer de grands déplacements (jusqu'à 390 km le long des cours d'eau) lors de la dispersion printanière des jeunes adultes (voir Chubbs et Phillips, 1994 ; Novak, 1987).

Toutefois, les périodes de déboisement prévues (automne et hiver) correspondent au moment où les nouveau-nés sont âgés d'environ 2 à 10 mois. Ces individus sont alors peu actifs et demeurent généralement à l'intérieur de la hutte. Cependant, ces déplacements rendent les castors plus vulnérables à la prédation en plus de représenter des coûts énergétiques supplémentaires pouvant affecter leur survie. Un des principaux prédateurs du castor est le loup (Jolicoeur, 1998). Selon les études de Forbes et Theberge (1996) entre 26 % des fèces hivernales et 38 % des fèces estivales du loup étaient composées de poils de castors. Ces mouvements résulteront donc possiblement à une mortalité accrue des castors présents dans les secteurs soumis au déboisement.

Une augmentation des déplacements et de la mortalité liée à la prédation est également anticipée pour les colonies qui seront toujours présentes dans le secteur du réservoir lors de la mise en eau initiale au printemps. En effet, la mise en eau étant rapide, certains individus moins mobiles, tel que les nouveau-nés, risquent d'être piégés dans les huttes qui seront ennoyées. Bien que certaines femelles puissent transporter leurs petits vers des endroits plus sûrs, il est possible que certaines d'entre elles ne puissent le faire. Par conséquent, tel que proposé par Nault (1983), bien que les castors puissent survivre, une mortalité importante est probable, notamment chez les nouveau-nés. Les études réalisées au complexe La Grande ont démontré que certains castors peuvent survivre à la mise en eau d'un réservoir (Nault, 1983 ; Nault et Courcelles, 1984). Cependant, une augmentation des déplacements des castors amène une plus grande mortalité associée à la prédation.

Le déboisement et la mise en eau du réservoir projeté est susceptible d'affecter 23 colonies de castors, soit 17 % des colonies présentes dans les cinq terrains de piégeage touchés par le projet (voir le tableau 5-55 et la carte 2-10 à l'annexe E). Les terrains de piégeage 59 et 110 sont ceux qui seront les plus touchés. En effet, 19 % des colonies du

terrain de piégeage 59 et 38 % des colonies du terrain de piégeage 110 sont situées dans le secteur du réservoir projeté.

Tableau 5-55 – Nombre et proportion de colonies actives de castors susceptibles d'être touchées par le déboisement et la mise en eau du réservoir

Terrain de piégeage	Nombre total de colonies actives	Nombre de colonies actives touchées	Proportion de colonies actives touchées (%)
Terrain n° 57	44	2	4
Terrain n° 59	35	8	19
Terrain n° 103	6	0	0
Terrain n° 108	8	1	11
Terrain n° 110	20	12	38
Total	136	23	17

À la suite de la mise en eau, il est possible que certains castors s'établissent le long des nouvelles berges du réservoir, entre autres parce que les castors pourront bénéficier de peuplements de feuillus et mixtes rendus plus facilement accessibles par la montée du niveau de l'eau. Cependant, le mode de gestion du réservoir ne permettra que très difficilement l'établissement permanent des castors dans le réservoir.

En effet, profitant d'un niveau d'eau élevé et assez stable durant l'été et l'automne, les castors pourront construire leur hutte et constituer leur réserve alimentaire hivernale (bouleaux, peupliers, aulnes) en bordure du réservoir. Cependant, à la fin de l'hiver, au moment de l'abaissement du niveau de l'eau (environ 18 m), les castors verront leur hutte et amas de nourriture exondés en plus d'être écrasés sous les glaces, les rendant à toutes fins utiles inutilisables ou, du moins, inaccessibles jusqu'à la remontée du niveau de l'eau au printemps. Puisque les castors comptent sur leur abri et leur réserve de nourriture amassée durant l'automne, et accessible sous l'eau pour survivre à la saison froide et au début du printemps, l'exondation de ces structures pourrait très sérieusement affecter leur survie.

Au complexe La Grande, les castors ont en général survécu à l'exondation de leur hutte et amas de nourriture (Nault et Courcelles, 1984). Cependant, à cet endroit, le marnage du niveau du réservoir était de l'ordre d'environ 4 m alors que celui du réservoir Pikauba sera autour de 18 m. Ceci risque d'entraîner des impacts plus importants que ceux observés au complexe La Grande. Ainsi, une augmentation de la mortalité des individus présents le long des berges du réservoir à l'été et l'automne est anticipée à chaque hiver, lorsque le niveau de l'eau du réservoir sera abaissé de plusieurs mètres.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de limiter le déboisement et la circulation aux endroits prévus.

L'intensité de l'impact a été jugée moyenne compte tenu du nombre de colonies qui risquent d'être touchées et d'une modification notable de la répartition de l'espèce dans la zone d'étude. Cependant, les superficies d'habitats de bonne et de très bonne qualité qui seront touchées par la mise en eau demeurent faibles comparativement à celles disponibles dans les terrains de piégeage touchés. L'étendue de l'impact est locale puisqu'il se limitera au secteur du réservoir. La durée de l'impact est longue puisque des habitats seront perdus de façon permanente. L'importance de l'impact sur le castor est moyenne (voir le tableau 5-56).

Tableau 5-56 – Évaluation de l'impact sur le castor en phase d'exploitation

Intensité	Faible	Moyenne X	Forte	
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne	Longue X	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif			X	
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5 et 12 (voir l'annexe B).				

5.6.3.3 Autres animaux à fourrure et petits mammifères

Le déboisement, la présence et la gestion du réservoir et la gestion des débits sur la rivière Pikauba représentent les principales sources d'impact à la phase d'exploitation.

Le déboisement qui inclut la récupération du bois marchand et l'élimination de la biomasse forestière résiduelle) touchera à un peu plus de 14 km². Près de 50 % des superficies touchées sont constituées de forêts en régénération et un peu plus de 30 %, de forêts jeunes ou matures. Le reste est constitué d'arbustaies et autres terrains forestiers improductifs. Ce travail sera réalisé avant la mise en eau initiale. La récupération du bois marchand s'étendra sur une seule saison. Par contre, les travaux d'élimination de la biomasse résiduelle se dérouleront sur deux années.

La perte d'habitats forestiers associée au déboisement du réservoir projeté avant la mise en eau est susceptible de toucher un certain nombre d'espèces de la petite faune, particulièrement celles pour qui le déboisement diminue considérablement leurs habitats ou, indirectement, l'abondance de leurs proies. Ainsi, le lièvre d'Amérique, les écureuils, le porc-épic d'Amérique, le loup, le renard roux, les petits mustélidés, la martre d'Amérique et le lynx du Canada sont susceptibles d'être touchés par la perte de milieux forestiers et de milieux humides (arbustaies riveraines), qui représentent des aires d'alimentation et des peuplements d'abri nécessaires au maintien de ces populations.

La diminution des ressources alimentaires et des peuplements d'abri dans le secteur du réservoir entraînera le déplacement de certaines espèces vers des aires plus favorables en périphérie des limites du réservoir ou sur les îles boisées. Les déplacements, qui seront effectués dans des milieux plus ouverts, rendront certaines espèces plus vulnérables à la prédation en plus de représenter des coûts énergétiques supplémentaires pouvant affecter leur survie. Ces mouvements résulteront en une mortalité accrue de certaines espèces présentes dans les secteurs soumis au déboisement, notamment les espèces qui n'ont pas la capacité de se déplacer sur des distances considérables, ou pour qui, le couvert d'abri est crucial à leur survie telles que le lièvre, les écureuils et le porc-épic.

Certains prédateurs tels que le loup, le renard et le lynx, qui occupent généralement des domaines vitaux considérables, seront peu touchés par le déboisement du réservoir, mis à part le fait que ces derniers n'utiliseront que très peu le secteur déboisé en l'absence de proies potentielles. Par conséquent, les individus qui avaient l'habitude de fréquenter le secteur du réservoir devront sans doute redéfinir leur domaine vital en fonction de la nouvelle disponibilité des habitats et des proies. Les inventaires de l'hiver 2001 ont démontré que les principales proies de ces espèces, notamment le lièvre, les écureuils et l'orignal, sont également bien représentées dans les peuplements forestiers situés à l'extérieur du réservoir. De plus, puisqu'il est attendu que plusieurs espèces se réfugieront dans les forêts situées en périphérie du réservoir ou dans les îlots forestiers au moment du déboisement, ces milieux représenteront ainsi des secteurs propices à la présence de certaines proies telles que le lièvre et le castor.

La mise en eau, la présence et la gestion du réservoir entraîneront la perte permanente d'habitats terrestres, humides et aquatiques en devenir ou existants, ainsi que la perte permanente de milieux aquatiques (ruisseau, étang, lac et rivière) utilisés par les espèces semi-aquatiques. De plus, la possibilité de reconstitution d'habitats riverains sera très réduite compte tenu du mode de gestion de ce futur réservoir.

Il est possible de quantifier les pertes d'habitats à une échelle plus fine pour certaines espèces. Ainsi, dans la zone d'étude qui inclut les 5 terrains de piégeage susceptibles d'être touchés par le projet (392 km²), le déboisement, la présence et la gestion du réservoir entraîneront la perte d'environ 6 % des habitats représentant un potentiel élevé pour le lièvre d'Amérique et 4 % des habitats à potentiel moyen (voir le tableau 5-57 et la carte 2-11 à l'annexe E). Bien que l'indice d'abondance du lièvre était plus élevé dans le secteur du réservoir projeté, ce dernier bénéficie d'une quantité appréciable d'habitats de qualité en périphérie du réservoir. En effet, la zone d'étude, représentée par les cinq terrains de piégeage, est caractérisée par une mosaïque de peuplements forestiers, fournissant nourriture et couvert d'abri au lièvre. D'ailleurs, plusieurs pistes de lièvre ont été observées à l'extérieur des limites du réservoir projeté, notamment dans la portion nord de la zone d'étude.

Tableau 5-57 – Pertes permanentes d'habitat pour le lièvre d'Amérique en phase d'exploitation

Potentiel des habitats	Superficie disponible dans les 5 terrains de piégeage (km ²)	Superficie ennoyée (km ²)	Perte (%)
Élevé	103	6	6
Moyen	141	6	4

Pour les petits mustélidés, qui peuvent inclure l'hermine, la belette pygmée et la belette à longue queue, la mise en eau initiale du réservoir entraînera la perte permanente de 6 % des habitats représentant un potentiel élevé dans la zone d'étude et seulement 1 % des habitats à potentiel moyen (voir le tableau 5-58). Les superficies d'habitats de bonne et de très bonne qualité qui seront touchées par la mise en eau sont relativement peu importantes comparativement à ce qui est disponible à l'extérieur des limites du réservoir. Par conséquent, les petits mustélidés qui devront se déplacer dans les milieux adjacents au réservoir, bénéficieront d'une abondance d'habitats de qualité à proximité. D'ailleurs, selon les résultats des inventaires effectués à l'hiver 2001, les petits mustélidés fréquentaient autant les forêts incluses dans le secteur du réservoir projeté que celles situées à l'extérieur de ces limites.

Tableau 5-58 – Pertes permanentes d'habitat pour les petits mustélidés en phase d'exploitation

Potentiel des habitats	Superficie disponible dans les 5 terrains de piégeage (km ²)	Superficie ennoyée (km ²)	Perte (%)
Élevé	204	12	6
Moyen	179	2	1

Dans le cas de la martre d'Amérique, ce sont environ 3 % des habitats représentant un potentiel élevé et moins de 1 % des habitats à potentiel moyen qui seront perdus à la suite de la mise en eau du réservoir (voir le tableau 5-59). Les superficies d'habitats de bonne et de très bonne qualité qui seront perdues relativement à la présence et la gestion du réservoir sont minimales comparativement à ce qui est disponible dans l'ensemble de la zone d'étude. Ainsi, les individus qui devront se déplacer dans les milieux adjacents au réservoir, bénéficieront d'une abondance d'habitats de qualité à proximité. D'ailleurs, les martres semblaient davantage fréquenter les forêts situées à l'extérieur des limites du réservoir que celles comprises dans le réservoir lors des inventaires effectués durant l'hiver 2001.

Tableau 5-59 – Pertes permanentes d'habitat pour la martre d'Amérique en phase d'exploitation

Potentiel des habitats	Superficie disponible dans les 5 terrains de piégeage (km ²)	Superficie ennoyée (km ²)	Perte (%)
Élevée	140	4	3
Moyen	72	< 1	< 1

Les pertes d'habitats subies à cette phase et les conséquences sur les populations de l'ensemble des espèces de la petite faune sont atténuées par le fait que, tel qu'on l'a mentionné précédemment, la plupart des individus auront probablement quitté le secteur à la suite de la récupération du bois marchand et de l'élimination de la biomasse résiduelle effectuée à la phase de la construction. Néanmoins, une mortalité accrue, par noyade ou par prédation, est prévue pour les individus qui seront toujours présents dans le secteur du réservoir au moment de la mise en eau, telles que les micromammifères et le porc-épic.

La présence et la gestion du réservoir aura également certains effets sur les espèces semi-aquatiques telles que le rat musqué, le vison d'Amérique et la loutre de rivière. Le maintien de la productivité de l'ichtyofaune dans le nouveau plan d'eau créé à la suite de la mise en eau pourra permettre au vison et à la loutre de continuer à exploiter ce secteur. En effet, le vison et la loutre, qui se nourrissent de poissons et d'invertébrés benthiques (Banfield, 1977 ; Eagle et Whitman, 1987 ; Reid et coll., 1994), devraient être en mesure de combler leurs besoins alimentaires dans un tel milieu.

D'ailleurs, certains individus auront la possibilité d'accéder au plan d'eau résiduel créé près du barrage lors de l'abaissement du niveau de l'eau au printemps. L'accès à ce bassin pour les loutres et les visons sera peut-être facilité par les fissures retrouvées dans la glace. Cependant, puisque les loutres et les visons sont des animaux territoriaux, ce petit bassin d'eau pourra être utilisé par un nombre limité d'individus.

La perte des marais retrouvés à proximité de la rivière Pikauba pourrait avoir des répercussions notables sur le rat musqué et le vison d'Amérique. En effet, ces marais, caractérisés par la présence de plantes aquatiques, de cypéracées, de graminées ainsi que d'amphibiens, procurent nourriture et abri à ces mammifères. De plus, tout comme le castor, le rat musqué peut être fortement touché par l'exondation de sa hutte ou de son terrier à la suite de l'abaissement du niveau de l'eau. Certains individus auront donc à se déplacer en périphérie du réservoir, vers des territoires inoccupés plus favorables, ou seront piégés dans leur hutte ou dans leur terrier au moment de la mise en eau. Comme pour le castor, une mortalité accrue par noyade ou par prédation est prévisible pour certains rats musqués, particulièrement lors de la première mise en eau. D'autre part, les visons présents dans les marais de la rivière Pikauba, qui n'auront pas quitté les lieux à la suite du déboisement du réservoir, devront aller exploiter d'autres secteurs inoccupés situés en périphérie de la zone ennoyée.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de limiter le déboisement et la circulation aux endroits prévus.

L'intensité de l'impact a été jugée moyenne compte tenu du nombre d'individus et des espèces susceptibles d'être touchés par le déboisement et la mise en eau. L'étendue de l'impact est locale puisqu'il sera circonscrit aux limites du réservoir projeté. La durée de l'impact est longue puisque les habitats perdus le seront de manière permanente. L'importance de l'impact sur les autres animaux à fourrure et les petits mammifères est moyenne (voir le tableau 5-60).

Tableau 5-60 – Évaluation de l'impact sur les autres animaux à fourrure et les petits mammifères en phase d'exploitation

Intensité	Faible		Moyenne X	Forte
Étendue	Ponctuelle		Locale X	Régionale
Durée	Courte		Moyenne	Longue X
Importance de l'impact négatif Impact positif	Négligeable	Mineure	Moyenne X	Majeure
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5 et 12 (voir l'annexe B).				

5.7 Espèces fauniques rares, menacées ou vulnérables

5.7.1 Description

Mises à part quelques observations aléatoires d'individus ou d'indices de présence, notamment du lynx du Canada, aucune espèce à statut particulier n'a été observée dans la zone d'étude du projet d'aménagement du réservoir Pikauba.

Aucune des espèces d'amphibiens ou de reptiles observés dans la zone d'étude n'est inscrite sur la liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec (Beaulieu, 1992) ou sur la liste du COSEPAC (2000).

Parmi les espèces d'oiseaux observées dans la zone d'étude, le pygargue à tête blanche et le faucon pèlerin, repérés à une seule reprise dans la zone d'étude, sont inscrits sur la liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec (Beaulieu, 1992). L'autour des palombes, aperçu dans la zone d'étude, et le faucon pèlerin, sont considérés comme des espèces à statut préoccupant ou espèces menacées par le COSEPAC (2000).

Aucune autre espèce à statut particulier n'a été observée lors des inventaires de la faune avienne, et ce, malgré les efforts particuliers déployés pour les localiser. Par exemple, les lacs de tête ont été survolés minutieusement pour détecter la présence du garrot d'Islande et des repasses de chants (playback) ont été utilisées afin de localiser le hibou des marais, la grive de Bicknell et le bruant de Le Conte. Une autre technique d'appel, qui consiste à frapper deux roches l'une contre l'autre, a aussi été utilisée afin de repérer le râle jaune. Ces techniques d'appel ont été effectuées dans les habitats privilégiés par ces espèces (marais, sapinières matures).

Le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ) ne fait aucune mention d'espèces de mammifères menacées, vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées pour la zone d'étude, y compris dans la bande de 0 à 10 km en périphérie du réservoir projeté. Cependant, compte tenu de leur distribution au Québec et les habitats fréquentés, la musaraigne fuligineuse, la musaraigne pygmée, le campagnol lemming de Cooper et le campagnol des rochers, sont susceptibles de se retrouver dans la zone d'étude. Ces quatre espèces de micromammifères sont inscrites sur la liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec (Beaulieu, 1992). Ces espèces sont cependant assez rares au Québec et au Canada. Aucune espèce n'est inscrite sur la liste des espèces canadiennes en péril au Canada (COSEPAC, 2000).

La belette pygmée et le carcajou sont des espèces de mustélidés inscrites sur la liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec. Bien que les cartes de distribution de ces deux espèces comprennent la zone d'étude, ces espèces n'ont pas été observées lors des divers inventaires réalisés dans la zone d'étude (Beaulieu, 1992).

Enfin, le lynx du Canada, est également une espèce inscrite sur la liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec (Beaulieu, 1992). Tel que vu précédemment, les pistes de ce mammifère étaient particulièrement abondantes dans la zone d'étude à l'hiver 2001, notamment dans la portion nord de la zone d'étude, secteur caractérisé par une plus grande abondance de pistes de lièvre, sa principale proie.

5.7.2 Impacts en phase de construction

Rappelons que mises à part quelques observations aléatoires d'individus ou d'indices de présence, notamment du lynx du Canada, aucune espèce à statut particulier n'a été observée dans la zone d'étude du projet d'aménagement du réservoir Pikauba.

Les principales sources d'impact sur les espèces menacées présentes sont liées au déboisement des chantiers et du site de l'usine de béton, à l'exploitation des bancs d'emprunt ainsi qu'à la mise en place du canal de dérivation. De plus, le dérangement par le bruit, associé aux opérations de construction (dynamitage, travaux de remblai et de

déblai), à la circulation des camions et au transport de la machinerie, sont susceptibles d'affecter certaines espèces. Bien que le déboisement du réservoir projeté (récupération du bois marchand et élimination de la biomasse forestière résiduelle) s'effectuera à la phase de construction, les impacts relatifs à cette activité seront abordés dans la section traitant des impacts liés à la phase d'exploitation puisque les pertes d'habitats seront permanentes.

La perte temporaire d'habitats forestiers associée au déboisement des chantiers (40 ha) est susceptible de toucher les espèces qui sont davantage associées au milieu forestier et qui présentent un petit domaine vital (tels les micromammifères). Cependant, en raison des faibles superficies d'habitats touchées, certains individus pourront trouver refuge rapidement en périphérie des zones déboisées. Aucun individu n'a été observé lors des inventaires.

Bien que le dérangement par le bruit et la perturbation des habitats par la machinerie soient restreints à la zone des travaux durant une courte période, on peut s'attendre à des déplacements de certaines espèces vers des zones plus calmes ou même l'évitement des lieux par la faune durant les travaux. De plus, les risques de collisions sont susceptibles de s'amplifier à la suite de l'augmentation de la circulation sur les routes menant au chantier. Lorsque les travaux seront terminés et le couvert végétal sera en partie rétabli, ces aires seront à nouveau fréquentées par la plupart de ces espèces.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus et de limiter les travaux de décapage, de déblai, de remblai et de nivellement des chantiers.

L'importance de l'impact sur l'ensemble des espèces à statut particulier est mineure (voir le tableau 5-61). L'intensité de l'impact a été jugée faible puisque, malgré les efforts consentis, aucune de ces espèces, sauf le lynx, n'ont été repérées, ce qui laisse croire que la plupart d'entre elles ne fréquentent probablement pas, ou très peu, la zone d'étude. De plus, puisque ces travaux sont circonscrits aux chantiers, l'étendue de l'impact est considérée ponctuelle. Enfin, la durée de cet impact a été jugée moyenne puisque ces sites seront remis en état à la fin des travaux.

Tableau 5-61 – Évaluation de l'impact sur les espèces à statut particulier en phase de construction

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte	
Étendue	Ponctuelle X	Locale	Régionale	
Durée	Courte	Moyenne X	Longue	
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Moyenne	Majeure
Impact positif		X		
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).				

5.7.3 Impacts en phase d'exploitation

Le déboisement, la mise en eau, la présence et la gestion du réservoir représentent les principales sources d'impact à la phase d'exploitation. La mise en eau, la présence et la gestion du réservoir entraîneront la perte permanente d'habitats terrestres et humides.

Pour les espèces susceptibles de fréquenter les milieux humides, la mise en eau initiale détruira près de 143 ha de marais, 26 ha d'eaux peu profondes (principalement des herbiers aquatiques) et 22 ha de tourbières. De plus, une mortalité accrue, par noyade ou par prédation, est anticipée pour les individus qui possèdent un petit domaine vital, tels les micromammifères, et qui seront toujours présents dans le secteur du réservoir lors de la mise en eau.

Également, la possibilité de reconstitution d'habitats riverains sera très réduite compte tenu du mode de gestion du futur réservoir. Ainsi, la présence et la gestion du réservoir conduiront à une perte permanente d'habitats propices à l'alimentation et à la nidification des espèces à statut particulier. Compte tenu que ces espèces n'ont que très peu ou pas été observées dans la zone d'étude, il est difficile d'évaluer le nombre d'individus susceptibles d'être touchés, si toutefois ils s'y trouvent.

La perte permanente d'habitats forestiers et de marécages (14 km²) à la suite du déboisement et de la mise en eau du réservoir pourrait avoir des répercussions sur certaines espèces, si elles sont effectivement présentes. La diminution des ressources alimentaires et des peuplements d'abri associés aux superficies déboisées dans le secteur du réservoir pourra entraîner le déplacement de certains individus vers des sites plus favorables en périphérie du réservoir ou sur les îles nouvellement créées. Cependant, ces déplacements, qui seront effectués dans des milieux plus ouverts, rendront certaines espèces plus vulnérables à la prédation en plus de représenter des coûts énergétiques supplémentaires pouvant affecter leur survie. Ces mouvements résulteront donc probablement en une mortalité accrue de ces espèces dans les secteurs déboisés,

notamment celles qui n'ont pas la capacité de se déplacer sur des distances considérables et pour qui le couvert d'abri est crucial à leur survie.

Le lynx, qui occupe généralement un domaine vital considérable, sera peu touché par le déboisement du réservoir, mis à part le fait que ce dernier n'utilisera que très peu le secteur déboisé en l'absence de proies potentielles. Par conséquent, les individus qui avaient l'habitude de fréquenter le secteur du réservoir devront sans doute redéfinir leur domaine vital en fonction de la nouvelle disponibilité des habitats et des proies. Les inventaires de l'hiver 2001 ont démontré que le lièvre, principale proie du lynx, est également bien présent dans les peuplements forestiers situés à l'extérieur du réservoir. De plus, puisqu'il est probable que plusieurs espèces se réfugieront dans les forêts situées en périphérie du réservoir au moment du déboisement, ces milieux représenteront ainsi des secteurs propices à la présence de certaines proies. Le lynx du Canada figure parmi les espèces de la petite faune les plus abondantes à l'hiver 2001 dans la zone d'étude et utilise particulièrement la zone du réservoir projeté.

Les mesures d'atténuation courantes permettront de restreindre le déboisement et la circulation aux endroits prévus.

Globalement, l'importance de l'impact sur les espèces à statut particulier est moyenne (voir le tableau 5-62). L'intensité de l'impact a été jugée faible puisque pour la plupart des espèces à statut particulier les habitats typiques et potentiels sont peu nombreux dans la zone d'étude et qu'aucune de ces espèces n'a été repérée lors des inventaires, sauf le lynx. L'étendue de l'impact est locale. La durée de l'impact est longue puisque les habitats potentiels perdus ne pourront être remplacés.

Tableau 5-62 – Évaluation de l'impact sur les espèces à statut particulier en phase d'exploitation

Intensité	Faible X	Moyenne	Forte
Étendue	Ponctuelle	Locale X	Régionale
Durée	Courte	Moyenne	Longue X
Importance de l'impact négatif	Négligeable	Mineure	Majeure
Impact positif			Moyenne X
Mesures d'atténuation courantes applicables : sections 1, 5, 12 et 13 (voir l'annexe B).			