

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
ALEXANDRE RIVARD

IMPORTANCE DES INSECTES AQUATIQUES ÉMERGENTS DANS
LE RÉGIME ALIMENTAIRE DES CONSOMMATEURS RIVERAINS
EN MILIEU DÉSERTIQUE (NEVADA, É.-U.) : TRAÇAGE
ISOTOPIQUE ET MODÉLISATION DE L'EXPORTATION DE
MERCURE

Août 2005

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire de maîtrise est présenté sous forme traditionnelle. Le mémoire comprend deux chapitres. Le premier chapitre présente une revue de la littérature visant à établir le cadre théorique au sein duquel s'inscrit le projet de recherche. Le deuxième chapitre présente le projet de recherche sous la forme d'un article scientifique incluant une problématique, l'introduction, la méthodologie, les résultats et une discussion.

REMERCIEMENTS

Mes plus sincères remerciements à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin dans la réalisation de ce projet. À ceux qui, par leur bonne humeur, ont contribué à rendre la tâche plus agréable...

Merci en premier lieu à mon directeur de recherche, le Dr Gilbert Cabana, qui a éclairé ma lanterne tout au long de cette odyssée. Merci particulier au Dr Mary E. Power et au Dr William Rainey de l'Université de la Californie à Berkeley qui ont grandement contribué à développer le cadre théorique de ce projet de recherche en collaboration avec le Dr Gilbert Cabana. Le Dr Mary E. Power a également fourni un support financier important par l'intermédiaire d'une subvention de recherche accordée par le WRC. J'aimerais aussi souligner l'apport significatif des membres du comité d'évaluation du séminaire I et II (Dr Andréa Bertolo, Dr Gilbert Cabana et Dr Pierre Magnan) dans l'élaboration du projet de recherche et les remercier pour le temps qu'ils m'ont accordé. Merci également aux membres du comité d'évaluation du présent mémoire (Dr Andréa Bertolo, Dr Gilbert Cabana et Dr Irene Gregory-Eaves).

Merci à Grégorie Bulté, Jesse Walker et Claudie Latendresse pour leur aide précieuse sur le terrain. Merci à Elizabeth Carlen pour l'aide lors de la préparation des échantillons dans les laboratoires. Merci à Nathalie Godbout responsable du matériel à l'Université du Québec à Trois-Rivières. Merci à Paul Brooks et Stephania Mambelli pour leur aide lors des analyses isotopiques au laboratoire.

Merci à Nature Conservancy du Nevada de nous avoir donné accès aux sites d'étude ainsi que pour l'aide logistique sur place. Je pense particulièrement ici à Louis Provencher, Micheal Camer隆, Nick Lutz et Bryan McMenamy. Merci à Elizabeth Hannon, Jim Lytel ainsi qu'aux volontaires lors des activités de baguage sur le site

d'étude qui ont accepté de collaborer au projet en partageant l'information récoltée et nous permettant de prélever des échantillons de sang sur les oiseaux capturés.

Du côté des analyses de mercure, c'est le Dr Marc Amyot que je dois remercier pour nous avoir permis de réaliser les analyses dans ses laboratoires de l'Université de Montréal. C'est grâce, en particulier, à José Sarica et Stéphanie Hamelin qui se sont littéralement battus pour que le « DMA 80 » fonctionne et qui m'en ont appris les rudiments de base afin que je puisse réaliser mes analyses. Merci à tous les membres du laboratoire et du GREA qui ont contribué à ce projet. Merci pour tout Claudie!

Ce projet fut réalisé grâce au support financier du CRSNG attribué au Dr Gilbert Cabana ainsi que par le Fonds québécois pour la nature et les technologies (FCAR) qui m'a appuyé financièrement pendant la réalisation de cette maîtrise. L'Université du Québec à Trois-Rivières a également contribué par l'intermédiaire d'une bourse de séjour hors Québec.

RÉSUMÉ

En milieu désertique, les rivières peuvent être très productives comparativement à l'écosystème terrestre adjacent. En contrepartie, elles peuvent dans certains cas présenter des concentrations élevées en contaminants provenant de sources ponctuelles situées en amont dans le bassin versant. Le potentiel de transfert des nutriments et des contaminants vers l'écosystème terrestre par l'entremise des émergences d'insectes aquatiques a déjà été démontré. Toutefois, l'importance de ce type de transfert en milieu désertique demeure peu documentée pour des consommateurs tels que les oiseaux et les lézards. Le but de cette étude était donc d'estimer l'importance relative des proies d'origine aquatique dans le régime alimentaire de ces consommateurs et de quantifier leur contamination en mercure. Pour ce faire, nous avons comparé les signatures isotopiques du carbone et de l'azote ainsi que les concentrations en mercure total (HgT) des consommateurs riverains avec celles de leurs proies potentielles (aquatiques et terrestres) en bordure de la rivière Truckee (Nevada, É.-U.). Les résultats démontrent que les valeurs pour le $\delta^{13}\text{C}$ et le $\delta^{15}\text{N}$ des proies d'origine aquatique et terrestre différaient significativement. Toutefois, seul le $\delta^{15}\text{N}$ nous a fourni un traceur clair permettant de discriminer les deux sources de nourriture. Les estimés de la contribution relative des proies d'origine aquatique au régime alimentaire des consommateurs riverains varient de 0 à près de 90 % chez les oiseaux et de 0 à 85 % chez les lézards. Quant aux concentrations de HgT chez les insectes d'origine aquatique, elles étaient dans l'ensemble supérieures à celles retrouvées chez les insectes terrestres, mais elles étaient relativement faibles comparativement aux concentrations rencontrées dans d'autres milieux aquatiques contaminés selon la littérature. De plus, certains insectes terrestres ont également présenté des concentrations en mercure élevées. Les ratios isotopiques de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) se sont avérés être de très bons indicateurs de la concentration de mercure présent dans le sang des oiseaux ainsi que dans les tissus provenant de queues de lézards. D'ailleurs, les signatures isotopiques de l'azote et les valeurs de HgT, chez les lézards, étaient fortement liées à la distance de capture par rapport à la rivière. Cette étude démontre la grande importance des insectes aquatiques émergents comme ressource nutritive, mais aussi comme vecteur potentiel de translocation de contaminants pour les consommateurs riverains en milieu désertique.

TABLE DES MATIÈRES

<i>AVANT-PROPOS</i>	<i>II</i>
<i>REMERCIEMENTS</i>	<i>III</i>
<i>RÉSUMÉ</i>	<i>V</i>
<i>TABLE DES MATIÈRES</i>	<i>VI</i>
<i>LISTE DES TABLEAUX</i>	<i>VIII</i>
<i>LISTE DES FIGURES</i>	<i>IX</i>
<i>LISTE DES ANNEXES</i>	<i>X</i>
<i>CHAPITRE I : RÉTROSPECTIVE DE LA LITTÉRATURE</i>	<i>1</i>
Écologie des interfaces	2
Importance des habitats riverains.....	3
Écologie aviaire	4
L'utilisation des ratios isotopiques en écologie	5
Le carbone.....	7
L'azote	9
Utilisation de modèles de mélange linéaires “mixing model”.....	10
Le mercure dans l'environnement	11
Le mercure et les oiseaux.....	12
L'utilisation du sang et des plumes comme indicateur du taux de mercure	13
Mercure et insectes aquatiques	14
Émergences d'insectes aquatiques	15
Dispersion des insectes aquatiques	16
Conclusion	17
Références du chapitre I.....	18
<i>CHAPITRE II : PROJET DE RECHERCHE</i>	<i>29</i>
Problématique	30
Les objectifs spécifiques du projet de recherche	33
Méthodologie	34
Description du site d'étude	34
Échantillonnage.....	37
Analyses en laboratoire	39
Analyses isotopiques.....	39
Analyses de mercure total.....	39
Analyses statistiques	40
Résultats.....	41
Variation isotopique à l'intérieur du bassin versant	41
Variations chez les consommateurs primaires terrestres et aquatiques sur les sites d'étude.....	46
Variation isotopique des producteurs primaires terrestres.....	47
Variation des ratios isotopiques et des concentrations de HgT chez un consommateur secondaire : <i>Sceloporus occidentalis</i>	48

Variations interspécifiques chez les oiseaux.....	55
Variations du mercure total chez les oiseaux.....	55
Comparaison intersite chez les oiseaux	62
Estimation du pourcentage du régime alimentaire dérivé du milieu aquatique.....	67
Les lézards	67
Les oiseaux.....	67
Discussion.....	69
Variation isotopique à l'intérieur du bassin versant	69
Azote	69
Carbone	70
Variations chez les consommateurs primaires terrestres et aquatiques aux deux sites d'étude.....	71
Ratios isotopiques	71
Mercure total	72
Consommateurs primaires aquatiques	72
Consommateurs primaires terrestres.....	74
Variations isotopiques des producteurs primaires	74
Variation spatiale chez les consommateurs secondaires : <i>Sceloporus occidentalis</i> ..	75
Variation isotopique.....	75
Mercure	77
Variations interspécifiques du $\delta^{15}\text{N}$ chez les oiseaux	78
Comparaison intersite chez les oiseaux	79
Estimation du % d'azote dérivé du milieu aquatique	80
Les lézards (<i>Sceloporus occidentalis</i>)	81
Les oiseaux.....	82
Variations du mercure total chez les oiseaux.....	83
Principales conclusions:.....	86
Références du chapitre II	87
<i>ANNEXE 1</i>	95
<i>ANNEXE 2</i>	98
<i>ANNEXE 3</i>	102
<i>ANNEXE 4</i>	105
<i>ANNEXE 5</i>	110
<i>ANNEXE 6</i>	113

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 -Valeurs moyennes ± écart type des ratios isotopiques de l'azote et du carbone et médianes plus l'étendue des valeurs de mercure total (HgT) pour les insectes non prédateurs aquatiques et terrestres à chacun des sites (valeur de p dérivé de tests de Student-t, pour le HgT utilisant les valeurs logarithmiques.)	47
Tableau 2 -Valeurs moyennes ± écart-type des ratios isotopiques de l'azote et du carbone des plantes prélevées à trois distances de la rivière (valeur de p déterminée à partir d'une ANOVA à un facteur de classification et un test de comparaisons multiples <i>a posteriori</i> de Bonferroni)	48
Tableau 3 -Résultats de régressions linéaires simples du \log_{10} HgT en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ pour les espèces dont le sang d'au moins 10 individus a été analysés pour ces deux variables ; « n » représente le nombre d'échantillons, « a » représente la pente et « b » représente l'ordonnée à l'origine.	62
Tableau 4 -Estimation du pourcentage de l'azote assimilé provenant du milieu aquatique chez 15 espèces d'oiseaux en bordure de la rivière Truckee à partir d'un modèle de mélange à deux sources. Le modèle assume un niveau trophique d'insectivore de premier ordre, soit un niveau au-dessus des insectes non prédateurs et est calculé avec un enrichissement trophique de 1,7 et de 3,6 %; « n » représente le nombre d'échantillons et « ET » représente l'erreur type.....	68

LISTE DES FIGURES

Figure 1 -Stations d'échantillonnage le long de la rivière Truckee comprenant les deux sites d'études principaux (stations 6 et 7).....	35
Figure 2 -Valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ (moyenne \pm écart type) des larves d'insectes aquatiques échantillonnées à différentes distances de la source (lac Tahoe) sur la rivière Truckee ainsi que des consommateurs primaires terrestres échantillonnés aux deux sites d'étude : Ranch McCarran et Ranch Ferretto.....	42
Figure 3 -Valeur du $\delta^{13}\text{C}$ (moyenne \pm écart type) des larves d'insectes aquatiques échantillonnées à différentes distances de la source sur la rivière Truckee ainsi que des insectes herbivores terrestres aux deux sites d'étude : Ranch McCarran et Ranch Ferretto.....	44
Figure 4 -Décroissance exponentielle des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ provenant de queues de lézards (<i>Sceloporus occidentalis</i>) en fonction de leur distance de capture à partir de la rivière Truckee (n=41).	49
Figure 5 -Décroissance exponentielle des valeurs de HgT provenant de queues de lézards (<i>Sceloporus occidentalis</i>) en fonction de leur distance de capture à partir de la rivière Truckee (n=28).	51
Figure 6 -Relation entre les valeurs de HgT et de $\delta^{15}\text{N}$ provenant des mêmes queues de lézards (<i>Sceloporus occidentalis</i>) capturés sur les rives de la rivière Truckee (n=29).	53
Figure 7 -Valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ des échantillons sanguins prélevés sur différentes espèces d'oiseaux capturés sur les deux sites d'étude situés sur les rives de la rivière Truckee. Les lignes pointillées représentent les valeurs moyennes pour les insectes non prédateurs terrestres "T" (5,3 %) et les larves d'insectes aquatiques non prédatrices "A" (13,3 %).....	56
Figure 8 -Relation entre le HgT et le $\delta^{15}\text{N}$ mesurés dans le sang des oiseaux capturés aux deux sites d'étude le long de la rivière Truckee (n=163, $r^2=0,37$; $p<0,0001$).	58
Figure 9 -Relation entre le HgT et le $\delta^{15}\text{N}$ d'échantillons sanguins provenant des diverses espèces d'oiseaux capturées sur les deux sites d'étude le long de la rivière Truckee et dont au moins 3 individus ont été analysés (n=157). AMRO= Merle d'Amérique, WIWA= Paruline à calotte noire, BHCB= Vacher à tête brune, BUOR= Oriole de Bullock, ROWR = Troglodyte des rochers, HOWR = Troglodyte familier, BEWR = Troglodyte de Bewick, HOSP = Moineau domestique, BTSP = Bruant à gorge noire, SOSP = Bruant chanteur, RWSW = Hirondelle à ailes hérissées, BASW = Hirondelle rustique, BRBB = Quiscale de Brewer, EUST = Étourneau sansonnet, WEKI = Tyran de l'Ouest.....	60

Figure 10 -Valeurs moyennes du $\delta^{15}\text{N} \pm$ écart-type pour les trois espèces capturées en nombres supérieurs à 6 aux deux sites d'étude. Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les deux sites pour une même espèce (test de t-Student, $p<0,05$) 63

Figure 11 -Valeurs moyennes du HgT \pm écart-type pour les trois espèces capturées en nombres supérieurs à 6 aux deux sites d'étude. Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les deux sites pour une même espèce (test de t-Student, $p<0,05$) 65

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 -Valeurs moyennes \pm écart-type des concentrations de mercure total et des ratios isotopiques de l'azote et du carbone pour chaque espèce d'oiseaux capturés à chacun des deux sites d'étude 95

Annexe 2 -Valeurs moyennes \pm écart-type des ratios isotopiques de l'azote et du carbone des larves d'insectes aquatiques échantillonnées à différentes stations le long de la rivière Truckee 98

Annexe 3a -Répartition de l'échantillonnage des producteurs primaires pour les trois distances échantillonnées (à partir de la rivière) 102

Annexe 3b -Valeurs des ratios isotopiques des différents échantillons des producteurs primaires analysés 102

Annexe 4 -Ratios isotopiques du carbone et de l'azote et concentrations de mercure retrouvé dans le sang des oiseaux capturés sur les sites d'étude ; Mc= Ranch McCarran, Fe= Ranch Ferretto, (AHY, ASY, SY)=adulte, HY= juvénile, U=indéterminé, F=femelle et M=mâle 105

Annexe 5 -Ratios isotopiques (carbone et azote) et concentrations de mercure total retrouvé dans la queue des lézards capturés à différentes distance de la rivière Truckee sur le site d'étude (Ranch McCarran) ; SVL=longueur museau-cloaque, M=mâle, F=femelle et U=indéterminé 110

Annexe 6 -Ratios isotopiques (carbone et azote) et concentrations de mercure total retrouvé dans les insectes échantillonnés sur les sites d'étude ; Mc= Ranch McCarran, Fe= Ranch Ferretto, T=consommateur *primaire* terrestre, T(C)=consommateur *secondaire* terrestre et A=insectes aquatique 113

CHAPITRE I : RÉTROSPECTIVE DE LA LITTÉRATURE

Écologie des interfaces

Les interfaces possèdent des caractéristiques physiques et chimiques, des propriétés biotiques et des flux d'énergie et de matière qui leur sont propres. L'importance des interactions entre deux systèmes écologiques adjacents varie dans l'espace et dans le temps et est contrôlée en partie par le contraste en ressources des habitats adjacents (Naiman & Decamps 1997). Chaque écosystème est à la fois donneur et receveur de nutriments et de matières allochtones. Les mouvements de matières allochtones (subsides) sont fortement dépendants de l'échelle spatiale ainsi que des vecteurs de transport biologiques et physiques (Jefferies 2000). L'idée des subsides écologiques fut proposée pour expliquer comment certains organismes maintiennent des densités de population élevées dans des milieux dont la production *in situ* semble relativement pauvre (Bustamante et al. 1995; Polis & Hurd 1995).

Certains travaux se sont penchés sur des modèles théoriques pour tenter d'expliquer l'impact d'apports allochtones dans un système. Un réseau trophique dans un habitat donné est souvent fortement influencé par des flux de nutriments, de proies et de détritus provenant d'habitats adjacents (Polis & Hurd 1996; Polis et al. 1997). DeAngelis (1980) a souligné qu'un enrichissement en nutriments allochtones peut affecter la production primaire, augmenter la longueur des chaînes alimentaires ainsi que la capacité de support du milieu. De plus, il a été démontré qu'une quantité modérée ou faible de subsides allochtones exploités par des consommateurs ou des prédateurs peut avoir un effet stabilisant dans un réseau trophique (Huxel & McCann 1998). Les apports allochtones peuvent donner lieu à des chaînes alimentaires parallèles et augmenter le nombre d'interconnexions entre les chaînes alimentaires d'un réseau trophique (Polis & Hurd 1996). Le niveau d'apport allochtone ainsi que l'alimentation préférentielle sur cette ressource influencent la stabilité du réseau (Huxel & McCann 1998). Par contre, un apport trop élevé peut déstabiliser le système et mener à l'extinction d'espèces au sommet du réseau trophique résultant du « paradoxe de l'enrichissement » (Rosenzweig 1971). Les effets d'apports allochtones sont variables, mais semblent jouer un rôle important dans la majorité des systèmes naturels.

Les subsides entre deux milieux peuvent être réciproques et varier de façon saisonnière. Dans certains cas, ces subsides peuvent être substantiels et le caractère asynchrone peut se révéler d'une grande importance pour la production et le maintien des communautés présentes dans les deux milieux (Nakano & Murakami 2001). Toutefois, la façon dont les subsides provenant de systèmes aquatiques relativement productifs affectent la productivité des zones terrestres environnantes est moins claire (Polis & Hurd 1995). Certaines études ont observé l'effet apparent de ces subsides. Par exemple, des densités d'oiseaux insectivores plus importantes en bordure de rivières ou de sections de rivières plus productives au niveau de la biomasse d'insectes émergents (Gray 1993; Gende & Willson 2001). De plus, des densités exceptionnelles d'araignées et de carabes en bordure d'écosystèmes aquatiques productifs ont été dénombrées (Polis & Hurd 1995; Hering & Plachter 1997). D'autres ont démontré qu'une grande proportion du carbone et de l'azote chez les araignées en milieu riverain était dérivée du milieu aquatique (Collier et al. 2002; Sanzone et al. 2003). D'autres études ont démontré l'effet de ce subside sur l'augmentation de la croissance de lézards pendant certaines périodes de l'année et sur le nombre de ceux-ci en bordure d'une rivière en Californie (Sabo & Power 2002a; 2002b).

Importance des habitats riverains

La grande biodiversité que l'on retrouve dans les habitats riverains est souvent attribuée à la complexité structurelle de la végétation lorsque la zone riveraine est entourée de plaines arbustives, de prairies, de terres agricoles ou de zones désertiques (Anderson & Ohmart 1977; Bull & Skovlin 1982 dans Knopf & Samson (1994)). La relation est toutefois moins évidente lorsque la zone riveraine est directement associée à un écosystème forestier; l'effet de bordure est alors difficile à dissocier (Wilson 1974).

La très grande valeur associée à la végétation riveraine, en raison des habitats favorables qu'elle procure, s'étend bien au-delà des oiseaux; plusieurs autres espèces de vertébrés ainsi qu'une multitude d'espèces d'invertébrés en bénéficient abondamment

(Hering & Plachter 1997). L'importance des apports allochtones dans les cours d'eau provenant de la végétation riveraine est bien reconnue par les écologistes étudiant ces systèmes (Fisher & Likens 1973; Mason & Macdonald 1982). D'un autre côté, cette végétation fournirait un habitat très important pour les insectes aquatiques adultes en procurant de l'ombrage, une isolation thermique ainsi qu'un abri contre la dessiccation (Myers & Resh 2000). Les insectes aquatiques adultes une fois émergés, se retrouvent souvent sur la végétation riveraine en nombre décroissant par rapport à la distance au cours d'eau (Jackson & Resh 1989; Collier & Smith 1997; Griffith et al. 1998).

La faune invertébrée terrestre caractérisant les abords des cours d'eau est majoritairement constituée d'arthropodes carnivores tels les araignées, carabes, staphylin et fourmis. Analysant des contenus stomacaux, Hering et Plachter (1997) ont établi que les insectes aquatiques représentaient la majorité du régime alimentaire de carabes en bordure d'un grand cours d'eau (classe 5) tandis que les insectes terrestres en comptaient la majeure partie en bordure du plus petit cours d'eau forestier (classe 3) selon l'ordre de Strahler (Strahler 1957). Ceci illustre bien les différences possibles entre différents cours d'eau et l'aspect opportuniste de la quête alimentaire de certains consommateurs riverains.

Écologie aviaire

Dans l'ouest des États-Unis, moins de 1 % du territoire est couvert de végétation riveraine. Pourtant, cette végétation fournit un habitat pour plus d'espèces d'oiseaux que l'ensemble des hautes terres avoisinantes (Knopf & Samson 1994). L'assemblage d'espèces d'oiseaux dans le milieu riverain est généralement plus distinct de l'assemblage présent dans les terres adjacentes à haute et basse altitude où la composition végétale riveraine est plus contrastante avec celle retrouvée sur les terres adjacentes (Knopf & Samson 1994). Ceci ajoute à la valeur de ces habitats riverains singuliers dans une optique de conservation.

Gray (1993) a démontré que les densités d'oiseaux insectivores en milieu riverain pouvaient être fortement associées à la biomasse d'insectes émergents produite par un

cours d'eau. Les insectes aquatiques peuvent représenter une partie très importante du régime alimentaire des espèces aviaires vivant dans les milieux riverains (Orians & Horn 1969; Busby & Sealy 1978; Gray 1993; Nakano & Murakami 2001). Nakano et Murakami (2001) ont démontré que les insectes aquatiques provenant d'un petit cours d'eau fournissaient 25% du budget énergétique annuel total de l'assemblage d'oiseaux en forêt riveraine. Ils ont également démontré la présence de variabilité interspécifique quant à l'abondance des proies aquatiques dans le régime alimentaire de différentes espèces d'oiseaux avec certaines espèces dérivant plus de 95% de leur régime alimentaire du milieu aquatique. Ces différences semblent principalement liées au comportement alimentaire spécifique à chacune des espèces (Murakami & Nakano 2001).

Les espèces d'oiseaux insectivores peuvent différer grandement dans leur mode d'alimentation; la morphologie de l'oiseau, la technique et la hauteur d'alimentation, le substrat et les espèces d'arbres utilisées sont tous des facteurs pouvant mener à des régimes alimentaires divergeant fortement dans leur composition (Rosenberg et al. 1982). Ainsi, 13 espèces d'oiseaux insectivores étudiées dans une forêt riveraine du sud-ouest des États-Unis démontrent des régimes alimentaires différents quant aux groupes taxinomiques d'arthropodes consommés (Rosenberg et al. 1982).

La consommation d'arthropodes par les oiseaux est la norme lors de la saison de reproduction, fournissant ainsi un apport protéinique crucial aux jeunes (Gauthier & Aubry 1995). Il est donc raisonnable de prétendre que la grande majorité des espèces de passereaux présentes sur le site devrait inclure des arthropodes à son régime alimentaire.

L'utilisation des ratios isotopiques en écologie

Certains géochimistes et physiologistes des plantes utilisent depuis plusieurs décennies les ratios d'isotopes de carbone ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$), d'azote ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), d'hydrogène ($^{2}\text{H}/^{1}\text{H}$) et d'autres éléments pour étudier les grands cycles naturels ou encore mesurer différents processus physiologiques chez les plantes. De plus en plus d'écologistes s'intéressent aux isotopes stables qui représentent des outils puissants en écologie animale et plus particulièrement pour la reconstitution de régimes alimentaires (Hobson

& Clark 1992a;1992b; Kelly 2000). La difficulté d'obtenir des données fiables et complètes sur le comportement alimentaire de différents animaux en milieu naturel est un problème de première importance dans les études classiques (Kelly 2000). Les ratios isotopiques peuvent aider à obtenir des estimés quantitatifs du flux de nutriments provenant de différentes ressources chez un consommateur (Wolf & Martinez del Rio 2000; Harding & Stevens 2001; Herrera et al. 2001). Pour ce faire, il est important qu'il y ait des différences isotopiques suffisantes entre les sources de nourriture si l'on veut être en mesure de déterminer l'importance relative dans le régime alimentaire de certains organismes (Hobson & Sealy 1991; Ben-David et al. 1997; Harding & Stevens 2001).

Les différences isotopiques rencontrées entre certaines communautés végétales ou groupes fonctionnels de plantes peuvent être retracées dans les tissus des consommateurs qui s'en nourrissent. Cependant, on observe un fractionnement de ces ratios isotopiques à chaque niveau trophique et qui varie selon le métabolisme du consommateur et l'isotope utilisé (Tieszen et al. 1983; Gannes et al. 1997). Certains tissus inertes comme les plumes ou les ongles conservent la signature correspondante au régime alimentaire au moment de la formation du tissu (Mizutani et al. 1990). Par contre, les tissus actifs au niveau métabolique peuvent présenter des taux de renouvellement plus courts et représenter l'intégration du régime alimentaire pour une période allant de quelques jours pour le plasma sanguin chez les oiseaux à plusieurs semaines pour les muscles (Hobson & Clarck 1993). Il semble également que les signatures de l'azote et du carbone aient une demi-vie semblable de 10 à 20 jours dans le sang de certains oiseaux et certains résultats semblent démontrer qu'une augmentation du taux métabolique pourrait accélérer le taux de renouvellement des ratios isotopiques dans le sang (Bearhop et al. 2000; 2002). Ces taux de renouvellement ont été calculés pour des oiseaux de tailles relativement grandes comme des oiseaux marins et des cailles. Il est fort probable que des passereaux de petite taille aient des temps de renouvellement de beaucoup inférieurs en raison du métabolisme très élevé associé à leur petite taille (Peterson et al. 1993).

La majorité des études à ce jour ont porté sur les flux de nutriments ou les migrations de populations sur des distances relativement importantes (Hobson 1999). Ce

n'est que récemment que le traçage isotopique a été utilisé pour clarifier les mouvements de nutriments ou d'individus entre deux écosystèmes adjacents (Anderson & Polis 1998; Collier et al. 2002; Sanzone et al. 2003) ou encore afin d'étudier l'exploitation préférentielle de deux milieux par un prédateur (Harding & Stevens 2001). Dans sa revue, Kelly (2000) fait également état du peu de données disponibles sur les passereaux et les rongeurs qui représentent pourtant deux groupes fort importants dans leurs classes respectives.

En écologie, les ratios isotopiques sont généralement représentés par la notation delta (δ) et sont exprimés en parties par mille ($^{\text{o}}/\text{oo}$) d'après la formule suivante :

$$\delta x = [(R_{\text{échantillon}}/R_{\text{standard}})-1] \times 10^3$$

Où x est l'isotope lourd dont on veut mesurer le ratio par rapport à l'isotope léger (ex : $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$). $R_{\text{échantillon}}$ représente le ratio isotopique de l'échantillon (ex : $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) et R_{standard} représente le ratio du standard utilisé qui diffère selon l'isotope mesuré. Pour l'azote, le standard utilisé est l'azote atmosphérique possédant une signature isotopique uniforme de 0 $^{\text{o}}/\text{oo}$ (Mariotti 1983) tandis que dans le cas du carbone, on a utilisé comme référence un fossile de *Belemnite americana* d'une formation du crétacé (PDB) à laquelle on a attribué la valeur de 0 $^{\text{o}}/\text{oo}$ (Craig, 1957 dans (Kelly 2000)). Le ratio est mesuré à l'aide d'un spectromètre de masse avec généralement une précision de $\pm 0.2 ^{\text{o}}/\text{oo}$.

Le carbone

Les plus grandes différences dans la signature isotopique du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) se retrouvent entre les plantes possédant différents modes de photosynthèse : C₃, C₄ et CAM. Ces différents types de plantes possèdent généralement des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ de -25 $^{\text{o}}/\text{oo}$ à -29 $^{\text{o}}/\text{oo}$ pour les plantes C₃, de -12 $^{\text{o}}/\text{oo}$ à -16 $^{\text{o}}/\text{oo}$ pour les plantes C₄ et de -10 $^{\text{o}}/\text{oo}$ et -20 $^{\text{o}}/\text{oo}$ pour les plantes CAM (O'Leary 1988). Il est donc possible de déterminer la contribution respective des plantes C₃ et C₄ (Peterson & Fry 1987) ou des plantes C₃ et

CAM (Fleming et al. 1993; Wolf & Martinez del Rio 2000) dans le régime alimentaire d'un animal. Il est toutefois difficile de distinguer les plantes C₄ et CAM qui ont des signatures isotopiques très semblables pour le carbone (Kelly 2000). Plusieurs facteurs peuvent aussi influencer la signature isotopique en carbone des organismes en milieu aquatique. Le CO₂ dissout dans l'eau peut provenir de l'atmosphère, du substrat rocheux ou de la respiration liée à la décomposition de matière organique (Peterson & Fry 1987). L'enrichissement du milieu en azote et en phosphore peut produire un changement de la signature en carbone de certaines algues et des consommateurs qui s'en nourrissent reflétant probablement une baisse de la discrimination isotopique lors de certains procédés biochimiques reliés à la photosynthèse (Peterson et al. 1993). La vitesse du courant semble avoir également un effet sur le fractionnement du carbone dans les algues aquatiques. Ce fractionnement serait plus marqué lorsque la disponibilité en CO₂ est faible par rapport au taux de photosynthèse dans les rivières productives (Finlay et al. 1999). Une augmentation des valeurs du $\delta^{13}\text{C}$ dans le réseau trophique des cours d'eau serait liée à l'accroissement de la taille du bassin versant (Finlay 2001). À mesure que les cours d'eau deviennent plus larges et que la quantité de couvert forestier diminue, la production primaire à la base du réseau trophique augmente. Le carbone provenant de la production d'algues devient ainsi plus important que celui dérivé des détritus de plantes terrestres (Finlay 2001).

Les plantes aquatiques peuvent posséder des signaux isotopiques distincts des plantes terrestres (Osmond et al. 1981). Toutefois, les plantes terrestres et aquatiques peuvent démontrer un large éventail de valeurs pouvant se chevaucher. Dans une étude portant sur plusieurs endroits aux États-Unis, Fry (1991) a obtenu des valeurs pour le $\delta^{13}\text{C}$ de -35‰ à -25‰ pour les plantes terrestres de type C₃ et des valeurs de -34‰ à -18‰ pour les plantes aquatiques. Par contre, dans la moitié des sites, la différence était suffisante pour déterminer les sources de carbone entrant dans le réseau trophique. Comme il y a généralement très peu d'enrichissement ($\approx 1\%$) de la signature de carbone entre niveaux trophiques, cette signature peut être très utile pour retracer la source de nourriture exploitée par un organisme (DeNiro & Epstein 1978; Tieszen et al. 1983; Kelly 2000).

L'azote

Une grande variété de processus biochimiques et physiques engendre des changements dans le ratio isotopique de l'azote. Il est donc possible de retrouver beaucoup de variations entre les différentes composantes d'un écosystème ainsi qu'entre des écosystèmes distincts (Ambrose 1991). Ces processus comprennent la nitrification, la dénitrification, la volatilisation, l'assimilation de l'azote par les plantes ainsi que l'enrichissement trophique (DeNiro & Epstein 1981; Peterson & Fry 1987; Ambrose 1991).

L'enrichissement moyen observé d'un niveau trophique à un autre est de 3 à 5 % (DeNiro & Epstein 1981; Minigawa & Wada 1984; Peterson & Fry 1987; Kelly 2000). Cet enrichissement en isotopes lourds entre niveaux trophiques est principalement dû à l'excrétion préférentielle des isotopes légers dans les produits d'excrétion (Peterson & Fry 1987). Il est donc possible de déterminer la position trophique d'un consommateur en connaissant sa signature isotopique pour l'azote ainsi que celles des producteurs primaires à la base du réseau trophique. À cette fin, une formule dérivée de l'enrichissement trophique moyen du $\delta^{15}\text{N}$ (3.4 ‰) d'un organisme par rapport à son régime alimentaire peut être utilisée (Minigawa & Wada 1984; Cabana & Rasmussen 1994; 1996).

L'azote contenu dans le sol a généralement une plus grande concentration en ^{15}N que l'azote atmosphérique. Les plantes fixatrices d'azote qui utilisent l'azote atmosphérique ont une signature faible d'environ -1,3‰ et la variation entre les différentes parties des plantes est approximativement de 2‰ (Lajtha & Marshall 1994). Des variations dans les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des plantes non fixatrices d'azote peuvent varier d'un endroit à l'autre à l'intérieur d'un écosystème ou entre écosystèmes. Ces variations peuvent être dues à des différences dans l'abondance de ^{15}N dans le sol ou encore à des différences dans le métabolisme des plantes ou encore à la profondeur de leurs racines (Lajtha & Marshall 1994). La volatilisation de l'ammoniac tend à augmenter le $\delta^{15}\text{N}$ du sol par la volatilisation préférentielle de la fraction $^{14}\text{NH}_3$. Cette volatilisation est grandement accélérée dans des sols secs, à pH et températures élevés (Ambrose 1991;

Wayland et al. 2000). Plusieurs facteurs environnementaux tels que la température, les précipitations, le pH et la composition végétale peuvent donc influencer les ratios isotopiques mesurés chez les plantes et les consommateurs de niveaux trophiques supérieurs dépendant de ces mêmes plantes.

Utilisation de modèles de mélange linéaires “mixing model”

Il est possible à l'aide des ratios isotopiques pour un élément (ex. le carbone) de distinguer deux sources dans le régime alimentaire d'un organisme. À ce jour, les modèles de mélange linéaires ont été utilisés pour quantifier la contribution de plusieurs sources alimentaires dans le régime alimentaire d'un consommateur (Philips & Gregg 2001). Le modèle prend alors la forme suivante :

$$\delta^{13}\text{C}_M = fx (\delta^{13}\text{C}_x + \Delta^{13}\text{C}_{\text{tissue}-x}) + fy (\delta^{13}\text{C}_y + \Delta^{13}\text{C}_{\text{tissue}-y})$$

$$1 = fx + fy$$

Où **x** et **y** représentent les deux sources alimentaires et **M** le mélange (consommateur), respectivement, **f** représente la fraction de la contribution en carbone pour chacune des sources dans le régime alimentaire du consommateur et $\Delta^{13}\text{C}_{\text{tissue}-x}$ est le fractionnement trophique lors de l'assimilation entre la source de nourriture et le tissu du consommateur (Philips & Gregg 2001).

Dans le cadre de notre étude, après s'être assuré de la différence significative entre la signature isotopique des insectes terrestres et aquatiques de même niveau trophique, nous allons déterminer la proportion du régime alimentaire des consommateurs terrestres dérivée du milieu aquatique à partir de l'équation suivante :

$$\% \text{ aquatique} = (\delta^{15}\text{N}_{\text{consommateur}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{herb. ter.}} - g x) / (\delta^{15}\text{N}_{\text{herb. aqua.}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{herb. ter.}}) \times 100$$

Où **g** est l'enrichissement trophique moyen de l'isotope et **x** est le nombre de transferts entre l'herbivore terrestre et le consommateur.

Le mercure dans l'environnement

Le mercure est présent naturellement dans le sol, l'atmosphère, les océans et les cours d'eau et participe aux cycles biogéochimiques. Il provient majoritairement de l'activité volcanique et de l'érosion des sols. Cependant, avec l'industrialisation, l'urbanisation, l'exploitation minière et la création de réservoirs hydroélectriques, certains écosystèmes présentent des taux de mercure bien supérieurs à ceux retrouvés normalement (Beauvais et al. 1995; Tremblay et al. 1998a; Quemerais et al. 1999; May et al. 2001). Le mercure forme des composés organométalliques qui sont utilisés dans l'industrie et l'agriculture (Boening 2000).

Comme c'est aussi le cas pour d'autres métaux lourds, le mercure s'accumule dans les chaînes alimentaires (Mason et al. 1995; Mason et al. 2000; Bowles et al. 2001). On retrouve ainsi en certains endroits des poissons piscivores et omnivores qui possèdent des concentrations de mercure excédant la norme fixée par l'Organisation mondiale de la Santé pour la consommation qui est de $0,5 \mu\text{g g}^{-1}$ poids humide (Bowles et al. 2001).

La forme méthylée du mercure (méthylemercure, CH_3Hg^+) fut étudiée de façon beaucoup plus extensive en toxicologie que sa forme inorganique (Hg^{2+}). La principale raison de ce biais est que l'absorption du mercure inorganique représente seulement un faible pourcentage de la dose ingérée, alors que l'absorption du méthylemercure est près de 100% (Scheuhammer 1987). Le méthylemercure démontre également une plus grande demi-vie biologique (2-3 mois pour une variété d'espèces d'oiseaux) (Scheuhammer 1987). Le taux de mercure d'un organisme est normalement corrélé avec sa position trophique (Cabana & Rasmussen 1994; Cabana et al. 1994; Bearhop et al. 2000). La proportion du mercure total représenté par le méthylemercure augmente rapidement avec le niveau trophique pouvant représenter moins de 1% dans les plantes et plus de 94% chez les poissons piscivores (Bowles et al. 2001).

Le mercure et les oiseaux

Beaucoup d'études ont porté sur des oiseaux faisant partie de chaînes alimentaires marines (Atwell et al. 1998; Thompson et al. 1998; Gochfeld et al. 1999; Bearhop et al. 2000). En comparaison, il y a peu d'études portant sur la contamination d'oiseaux terrestres se reproduisant à proximité de sources locales de pollution au mercure (Rosten et al. 1998; Gerrard & St. Louis 2001). De plus, la majorité des études ont porté sur des espèces granivores (gallinacés) et prédatrices de deuxième ou troisième ordre et ces groupes ne sont pas représentatifs de l'ensemble des espèces d'oiseaux (Boening 2000).

Il a cependant été démontré que des hirondelles se reproduisant à proximité d'un réservoir expérimental présentaient des concentrations de mercure dans leurs tissus qui suivaient l'augmentation de mercure dans les eaux de surface suite à la création du réservoir (Gerrard & St. Louis 2001). De plus, dans un écosystème d'eau douce contaminé, les taux de mercure dans le foie d'oiseaux adultes augmentaient avec les différents niveaux trophiques (Zillioux et al. 1993).

Il est possible d'utiliser les plumes, les œufs, les organes internes, les muscles et le sang des oiseaux pour déterminer leur charge en mercure. L'utilisation de plumes, du sang ou des œufs (non viables ou abandonnés) sont des techniques qui présentent l'avantage d'être non destructrices. Les œufs représentent le taux de contaminant des femelles et l'intégration de mercure seulement sur une courte période (Lewis et al. 1993) tandis que les plumes représentent le taux de mercure au moment de la croissance de la plume (Scheuhammer 1987; Lewis & Furness 1991). L'analyse des plumes peut être très utile pour suivre l'exposition au méthylemercure d'un oiseau dans le temps, puisque la croissance de différentes plumes peut avoir lieu à différentes périodes de l'année. En suivant les patrons de mue, il est possible de relier les concentrations de mercure avec l'historique de migration et éventuellement avec les différentes sources de contamination. Une forte corrélation a été démontrée entre les concentrations de mercure dans les plumes et celles retrouvées dans les autres tissus (Braune 1987; Gerrard & St. Louis 2001). Toutefois, il semblerait que les plumes ne soient pas toujours un bon indicateur de la

charge en mercure d'un oiseau dans des conditions de faible contamination (Caldwell et al. 1999). La charge en méthylemercure des oiseaux insectivores tels les hirondelles représenterait près de 100% du mercure total mesuré dans la majorité des tissus (Gerrard & St. Louis 2001). La charge en mercure totale serait donc un très bon indicateur de la charge en méthylmercure dans le cas de passereaux insectivores.

L'utilisation du sang et des plumes comme indicateur du taux de mercure

Plusieurs études, ont démontré que le sang pouvait être utilisé pour détecter des différences environnementales de contamination par les métaux lourds (Thompson & Dowding 1999; Kahle & Becker 1999; Bearhop et al. 2000; Wayland et al. 2001). L'avantage du sang comme indicateur est qu'il permet d'établir la contamination récente de l'oiseau et de détecter des variations sur de courtes périodes (Scheuhammer 1987). Les prises de sang sur les oiseaux sont relativement faciles à effectuer et ne nécessitent pas le sacrifice des individus. Elles permettraient de comprendre la contamination en mercure sur une petite échelle temporelle. Par contre, très peu d'études ont porté sur l'utilisation du sang comme indicateur de contamination par le mercure chez les oiseaux en milieu naturel. Mis à part le mercure ingéré récemment par l'oiseau, la quantité de mercure dans le sang pourrait aussi refléter des influences physiologiques comme l'utilisation de tissus de réserves lors de la période de ponte (Lewis et al. 1993). Dans le cas d'oisillons, le mercure dans le sang semble refléter le mercure dans l'alimentation (Desgranges et al. 1998; Kahle & Becker 1999). Des prises de sang sur des oisillons de grand labbe (*Cathartes aura*) ont démontré une très bonne corrélation du mercure et du $\delta^{15}\text{N}$. Par contre, l'absence de relation entre ces deux mesures chez les adultes suggère que le taux de mercure dans le sang des adultes représente l'incorporation de mercure depuis la fin de la dernière mue (processus constituant la voie d'excrétion majeure). Le taux de mercure dans le sang des adultes pourrait donc dans ce cas représenter l'intégration du régime alimentaire sur plusieurs semaines (Bearhop et al. 2000).

Dans une étude de Kahle et Becker (1999), des mesures de mercure provenant d'échantillons sanguins et de plumes prélevées sur des oisillons étaient fortement corrélées. Les différences interindividuelles, de contamination en mercure, détectées dans les plumes étaient également reflétées par les taux de mercure sanguins (Kahle & Becker 1999). Ces résultats étaient envisageables, car d'autres études avaient démontré que le taux de mercure retrouvé dans les plumes était représentatif du taux de mercure présent dans le sang au moment de la croissance des plumes (Lewis & Furness 1991; Lewis et al. 1993; Wood et al. 1996).

Becker et al. (1993) ont démontré par une corrélation positive la relation entre le taux de mercure du duvet et celui des œufs chez une espèce de sterne. Le duvet, particulièrement chez les espèces nidifuges, pourrait donc être utilisé comme alternative aux œufs pour étudier la contamination en mercure de la femelle lors de la formation des œufs. Toutefois, la majorité des espèces de passereaux est nidicole; les plumes pour ces espèces sont donc développées pendant la période d'élevage. Les juvéniles à ce moment ne présentent pas, comme les adultes, la possibilité de biais liée à des expositions au mercure sur les sites d'hivernage.

Mercure et insectes aquatiques

Il est bien connu que les insectes aquatiques accumulent les contaminants présents dans les sédiments et l'eau des écosystèmes aquatiques (Beauvais et al. 1995; Tremblay & Lucotte 1997; Hall et al. 1998). La chimie du milieu aquatique semble importante quant à l'accumulation de métaux chez les insectes tandis que le transfert de ces contaminants aux niveaux trophiques supérieurs est relatif à la capacité d'excrétion des organismes consommateurs (Mason et al. 2000). Mason et al. (2000) ont démontré une augmentation du taux de méthylemercure avec l'augmentation du niveau trophique chez les insectes aquatiques. Tremblay et al (1998) ont calculé des flux de mercure à partir de réservoirs hydroélectriques de l'ordre de 55-90 à 200-220 ng MeHg m⁻²·année⁻¹ redistribuant ainsi le mercure vers l'écosystème terrestre. Ces flux de mercure étaient véhiculés par quelques taxons seulement (chironomes et diptères). Il est possible

d'estimer la quantité de mercure qui peut être exporté vers l'écosystème terrestre (Menzie 1980; Tremblay et al. 1998b), mais peu d'études ont tenté de comprendre comment ces contaminants s'intégraient dans le réseau trophique terrestre. Il est donc bien établi que le mercure se bioamplifie avec le niveau trophique, que les insectes aquatiques accumulent les contaminants du milieu et qu'ils présentent un potentiel important d'exportation de ces mêmes contaminants par l'entremise de l'émergence des stades adultes.

Émergences d'insectes aquatiques

Beaucoup d'insectes aquatiques ont un stade adulte terrestre et complètent leur cycle vital hors de l'eau. Ces stades sont de durées variables et servent généralement à la reproduction et la dispersion. Certains, comme les éphémères, doivent effectuer une dernière mue hors de l'eau et séjournent environ 24 heures sur la végétation en bordure des cours d'eau avant d'effectuer leur envol et se reproduire (Resh & Rosenberg 1984).

Les émergences d'insectes aquatiques représentent une des voies par lesquelles l'énergie et les nutriments sont échangés entre l'écosystème aquatique et terrestre. On pourrait séparer la production benthique en deux composantes majeures : la fraction qui passe tout son cycle vital dans le cours d'eau et fait partie du réseau trophique aquatique et la partie qui quitte l'eau et intègre le réseau trophique terrestre. Il est établi qu'il existe une relation entre la biomasse émergente et la production benthique secondaire d'un cours d'eau (Statzner & Resh 1993; Poeppel 2000). La majorité (2/3) des émergences journalières se produiraient dans l'heure précédent et les deux heures suivant le coucher du soleil; la balance émergeant tôt le matin (Gray 1993).

Dispersion des insectes aquatiques

Bien que beaucoup d'aspects de la dispersion des insectes aquatiques restent obscurs, plusieurs chercheurs ont étudié les mouvements de ceux-ci en bordure des rivières. Plusieurs interprétations sont possibles pour expliquer ces déplacements : quête alimentaire, reproduction et propagation (Müller 1982). Des mesures directes ont démontré une diminution importante de trichoptères, plécoptères, éphémères et chironomes avec une augmentation de la distance de la rivière; (Jackson & Resh 1989; Sode & Wiberg-Larsen 1993; Kovats et al. 1996; Griffith et al. 1998; Petersen et al. 1999; Delettre & Morvan 2000). Une plus grande occurrence de trichoptères adultes près des cours d'eau (Jackson & Resh 1989; Sode & Wiberg-Larsen 1993; Griffith et al. 1998) en milieu boisé plutôt qu'en milieu ouvert (Petersen et al. 1999) et sous la végétation des rives (Myers & Resh 2000) indique que certaines espèces de trichoptères préfèrent ou nécessitent un milieu couvert avec une certaine humidité.

Les femelles adultes de plusieurs espèces d'éphémères et de trichoptères se déplacent en amont de la rivière avant de pondre. Ce comportement pourrait avoir été développé pour compenser la dérive que subissent fréquemment ces espèces aux stades larvaires (Bird & Hynes 1980; Müller 1982). Par contre, les raisons de la dispersion perpendiculaire à la rivière demeurent peu connues (Kovats et al. 1996). Ce type de dispersion pourrait être d'une importance considérable dans la colonisation de nouveaux habitats (Jackson & Resh 1989). Les conditions environnementales (température ambiante, vent, couvert nuageux, humidité relative) peuvent grandement affecter ce type de dispersion. Plusieurs de ces paramètres affectent généralement l'envol et la durée du vol (Waringer 1991). D'autres facteurs peuvent également affecter la distance de vol perpendiculaire à la rivière, comme la pente du terrain environnant, la hauteur et la densité de la végétation (Jackson & Resh 1989). La température maximale nocturne s'est révélée avoir un effet significatif sur le nombre de captures de trichoptères (Waringer 1991). Dans une étude sur la dispersion des insectes aquatiques, Kovats & al. (1996) ont obtenu des valeurs moyennes de dispersion de 192,5 m pour l'ensemble des espèces

capturées. La capture de plusieurs éphémères et trichoptères à 5 km d'un cours d'eau suggère un potentiel de dispersion sur de grandes distances par une faible proportion des adultes. Jackson & Resh (1989) ont démontré que l'importance relative des insectes aquatiques en pourcentage de l'assemblage total d'arthropodes récoltés décroissait en fonction de la distance de la rivière et qu'ils contribuaient de façon significative à cet assemblage même à 150 m de la rivière dans une forêt mixte de la Californie. Ils maintiennent que ces apports d'insectes aquatiques pourraient jouer un rôle important dans la structure et le fonctionnement du réseau trophique terrestre. Petersen et al. (1999) ont capturé un plus grand nombre d'individus en milieu forestier qu'en milieu ouvert et ont observé des différences au niveau de la composition spécifique dans les deux milieux. La majorité des captures d'insectes aquatiques surviennent normalement en fin d'après-midi et pendant le premier tiers de la nuit (Waringer 1991).

Conclusion

La richesse des milieux riverains est bien établie, toutefois, l'étendue des liens trophiques unissant les réseaux trophiques aquatique et terrestre demeure peu documentée. Un milieu aquatique productif associé à un milieu terrestre qui serait, quant à lui, peu productif devrait fournir les conditions favorables pour mettre en évidence la contribution d'un subside écologique d'origine aquatique (émergences d'insectes aquatiques) pour les communautés de consommateurs riverains. De plus, la présence de contaminants tels que le mercure dans l'écosystème aquatique pourrait nous permettre d'évaluer en complément la translocation possible de ces contaminants vers le réseau trophique terrestre par l'entremise de la consommation d'insectes aquatiques par des consommateurs riverains.

Références du chapitre I

- Ambrose SH (1991) Effects of diet climate and physiology on nitrogen isotope abundances in terrestrial foodwebs. *Journal of Archaeological Science* 18:293-318
- Anderson WB, Polis GA (1998) Marine subsidies of island communities in the Gulf of California : Evidence from stable carbon and nitrogen isotopes. *Oikos* 81:75-80
- Atwell L, Hobson KA, Welch HE (1998) Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: Insights from stable nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1114-1121
- Bearhop S, Waldron S, Thompson D, Furness R (2000) Bioamplification of mercury in great skua *Catharacta skua* chicks: The influence of trophic status as determined by stable isotope signatures of blood and feathers. *Marine Pollution Bulletin* 40:181-185
- Bearhop S, Waldron S, Votier S, Furness R (2002) Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. *Physiological and Biological Zoology* 75:451-458
- Beauvais SL, Wiener JG, Atchison GJ (1995) Cadmium and mercury in sediment and burrowing mayfly nymphs (*Hexagenia*) in the upper Mississippi River, USA. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28:178-183
- Becker PH, Furness RW, Henning D (1993) Mercury dynamics in young common tern (*Sterna hirundo*) chicks from a polluted environment. *Ecotoxicology* 2:33-40
- Ben-David M, Flynn RW, Schell DM (1997) Annual and seasonal-changes in diets of martens : Evidence from stable-isotope analysis. *Oecologia* 111:280-291
- Bird GA, Hynes HBN (1980) Movement of aquatic insects near streams in Southern Ontario. *Hydrobiologia* 77:65-69
- Boening DW (2000) Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere* 40:1335-1351

Bowles KC, Apte SC, Maher WA, Kawei M, Smith R (2001) Bioaccumulation and biomagnification of mercury in lake murray, papua new guinea. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:888-897

Braune BM (1987) Comparison of total mercury levels in relation to diet and molt for nine species of marine birds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 16:217-224

Busby DG, Sealy SG (1978) Feeding ecology of a population of nestling yellow warblers. Canadian Journal of Zoology 57:1670-1681

Bustamante RH, Branch GM, Eekhout S (1995) Maintenance of an exceptional intertidal grazer biomass in south africa: subsidy by subtidal kelps. Ecology 76:2314-2329

Cabana G, Rasmussen JB (1996) Comparison of aquatic food-chains using nitrogen isotopes. Proceedings Of the National Academy Of Sciences Of the United States Of America 93:10844-10847

Cabana G, Rasmussen JB (1994) Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature 372:255-257

Cabana G, Tremblay A, Kalff J, Rasmussen JB (1994) Pelagic food chain structure on Ontario Lakes: A determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51:381-389

Caldwell CA, Arnold MA, Gould WR (1999) Mercury distribution in blood, tissues, and feathers of double-crested cormorant nestlings from arid-lands reservoirs in south central New Mexico. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 36:456-461

Collier KJ, Bury S, Gibbs M (2002) A stable isotope study of linkages between stream and terrestrial food webs through spider predation. Freshwater Biology 47(9):1651-1659

Collier KJ, Smith BJ (1997) Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. Hydrobiologia 361:53-65

DeAngelis DL (1980) Energy flow, nutrient cycling, and ecosystem resilience. *Ecology* 61:764-771

Delettre YR, Morvan N (2000) Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshwater Biology* 44:399-411

DeNiro MJ, Epstein S (1978) Influence of the diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42:495-506

DeNiro MJ, Epstein S (1981) Influence of the diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:341-351

DesGranges J-L, Rodrigue J, Tardif B, Laperle M (1998) Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay Regions of Quebec. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35:330-341

Finlay JC, Power ME, Cabana G (1999) Effects of water velocity on algal carbon isotope ratios: Implications for river food web studies. *Limnology and Oceanography* 44:1198-1203

Finlay JC (2001) Stable-carbon-isotope ratios of river biota: Implications for energy flow in lotic food webs. *Ecology* 82:1052-1064

Fisher SG, Likens GE (1973) Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs* 43:421-439

Fleming TH, Nunez RA, Sternberg LDSL (1993) Seasonal changes in the diets of migrant and non-migrant nectarivorous bats as revealed by carbon stable isotope analysis. *Oecologia* 94:72-75

Fry B (1991) Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology* 72:2293-2297

Gannes LZ, Obrien DM, Delrio CM (1997) Stable isotopes in animal ecology : Assumptions; And a call for more laboratory experiments. *Ecology* 78:1271-1276

Gauthier J, Aubry Y (1995) Les oiseaux nicheurs du Québec : atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Montréal, Québec.

Gende SM, Willson MF (2001) Passerine densities in riparian forests of Southeast Alaska: Potential effects of anadromous spawning salmon. Condor 103:624-629

Gerrard PM, St. Louis VL (2001) The effects of experimental reservoir creation on the bioaccumulation of methylmercury and reproductive success of tree swallows (*tachycineta bicolor*). Environmental Science & Technology 35:1329-1338

Gochfeld M, Gochfeld DJ, Minton D, Murray, B. G., Pyle P, Seto N, Smith D, Burger J (1999) Metals in feathers of Bonin petrel, Christmas shearwater, Wedge-tailed shearwater, and Red-tailed Tropicbird in the Hawaiian Islands, northern Pacific. Environmental Monitoring and Assessment 59:343-358

Gray LJ (1993) Response of insectivorous birds to emerging aquatic insects in riparian habitats of a tallgrass prairie stream. American Midland Naturalist 129:288-300

Griffith MB, Barrows EM, Perry SA (1998) Lateral dispersal of adult aquatic insects (Plecoptera, Trichoptera) following emergence from headwater streams in forested Appalachian catchments. Annals of the Entomological Society of America 91:195-201

Hall BD, Rosenberg DM, Wiens AP (1998) Methyl mercury in aquatic insects from an experimental reservoir. Canadian Journal Of Fisheries and Aquatic Sciences 55:2036-2047

Harding EK, Stevens E (2001) Using stable isotopes to assess seasonal patterns of avian predation across a terrestrial-marine landscape. Oecologia 129:436-444

Hering D, Plachter H (1997) Riparian ground beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: A feeding strategy in alpine floodplains. Oecologia 111:261-270

Herrera M. LG, Hobson KA, Miron M. L, Ramirez P. N, Mendez C. G, Sanchez-Cordero V (2001) Sources of protein in two species of phytophagous bats in a seasonal dry forest:

evidence from stable-isotope analysis. *Journal of Mammalogy* 82:352-361

Hobson KA (1999) Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120:314-326

Hobson KA, Clark RG (1993) Turnover of ^{13}C and plasma fractions of blood: implications for nondestructive sampling in avian dietary studies. *Auk* 110:638-641

Hobson KA, Clark RG (1992a) Assessing avian diets using stable isotopes: I. Turnover of carbon-13 in tissues. *Condor* 94:181-188

Hobson KA, Clark RG (1992b) Assessing avian diets using stable isotopes: II. Factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor* 94:189-197

Hobson KA, Sealy SG (1991) Marine protein contributions to the diet of northern saw-whet owls on the queen charlotte islands a stable-isotope approach. *Auk* 108:437-440

Huxel GR, McCann K (1998) Food web stability: The influence of trophic flows across habitats. *American Naturalist* 152:460-469

Jackson JK, Resh VH (1989) Distribution and abundance of adult aquatic insects in the forest adjacent to a northern California [USA] stream. *Environmental Entomology* 18:278-283

Jefferies RL (2000) Allochthonous inputs: integrating population changes and food-web dynamics. *Trends in Ecology & Evolution* 15:19-22

Kahle S, Becker PH (1999) Bird blood as bioindicator for mercury in the environment. *Chemosphere* 39:2451-2457

Kelly JF (2000) Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Canadian Journal of Zoology* 78:1-27

Knopf FL, Samson FB (1994) Scale perspectives of avian diversity in western riparian ecosystems. *Conservation Biology* 8:669-676

Kovats ZE, Ciborowski JJH, Corkum LD (1996) Inland dispersal of adult aquatic insects. Freshwater Biology 36:265-276

Lajtha K, Marshall JD (1994) Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. In: R.H. LaM (ed) Blackwell Scientific, London,

Lewis SA, Becker PH, Furness RW (1993) Mercury levels in eggs, tissues and feathers of herring gulls *larus argentatus* from the german wadden sea coast. Environmental Pollution 80:293-299

Lewis SA, Furness RW (1991) Mercury accumulation and excretion in laboratory reared black-headed gull *larus ridibundus* chicks. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 21:316-320

Mariotti A (1983) Atmospheric nitrogen is a reliable standard for ^{15}N abundance measurements. Nature 303:685-687

Mason CF, Macdonald SM (1982) The input of terrestrial invertabrates from tree canopies to a stream. Freshwater Biology 12:305-311

Mason RP, Laporte J-M, Andres S (2000) Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 38:283-297

Mason RP, Reinfelder JR, Morel FMM (1995) Bioaccumulation of mercury and methylmercury. Water Air and Soil Pollution 80:915-921

May TW, Wiedmeyer RH, Gober J, Larson S (2001) Influence of mining-related activities on concentrations of metals in water and sediment from streams of the Black Hills, South Dakota. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 40:1-9

Menzie CA (1980) Potential significance of insects in the removal of contaminants from aquatic systems. Water, Air, and Soil Pollution 13:473-479

Minigawa M, Wada E (1984) Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between ^{15}N and age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48:1135-1140

Mizutani H, Fukuda M, Kabaya Y, Wada E (1990) Carbon isotope ratio of feathers reveals feeding behavior of cormorants. *Auk* 107:400-403

Müller K (1982) The colonization cycle of freshwater insects. *Oecologia* 52:202-207

Murakami M, Nakano S (2001) Species-specific foraging behavior of birds in a riparian forest. *Ecological Research* 16(5):913-923

Myers MJ, Resh VH (2000) Undercut banks: a habitat for more than just trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:594-597

Naiman RJ, Decamps H (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658

Nakano S, Murakami M (2001) Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:166-170

O'Leary M (1988) Carbon isotopes in photosynthesis. *BioScience* 38:328-336

Orians GH, Horn HS (1969) Overlap in foods and foraging of four species of blackbirds in the potholes of central Washington. *Ecology* 50:930-938

Panik HR, Barrett S (1994) Distribution of amphibians and reptiles along the Truckee River system. *Northwest Science* 68:197-204

Petersen I, Winterbottom JH, Orton S, Friberg N, Hildrew AG, Spiers DC, Gurney WSC (1999) Emergence and lateral dispersal of adult plecoptera and trichoptera from Broadstone Stream, UK. *Freshwater Biology* 42:401-416

Peterson BJ, Fry B (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293-320

Peterson B, Fry B, Deegan L, Hershey A (1993) The trophic significance of epilithic algal production in a fertilized tundra river ecosystem. *Limnology and Oceanography* 38:872-878

Philips DL, Gregg JW (2001) Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia* 127:171-179

Poepperl R (2000) Benthic secondary production and biomass of insects emerging from a northern german temperate stream. *Freshwater Biology* 44:199-211

Polis GA, Anderson WB, Holt RD (1997) Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:289-316

Polis GA, Hurd SD (1995) Extraordinarily high spider densities on islands: flow of energy from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 92:4382-4386

Polis GA, Hurd SD (1996) Linking marine and terrestrial food webs: allochthonous input from the ocean supports high secondary productivity on small islands and coastal land communities. *American Naturalist* 147:396-423

Quemerais B, Cossa D, Rondeau B, Pham TT, Gagnon P, Fortin B (1999) Sources and fluxes of mercury in the St. Lawrence River. *Environmental Science & Technology* 33:840-849

Racey PA (1998) The importance of the riparian environment as a habitat for british bats. Cambridge University Press

Resh VH, Rosenberg DM (1984) *The Ecology of aquatic insects*. Praeger, New York

Rosenberg KV, Ohmart RD, Anderson BW (1982) Community Organization of Riparian Breeding Birds - Response to an Annual Resource Peak. *Auk* 99:260-274

Rosenzweig ML (1971) Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. *Science* 171:385-387

Rosten LS, Kalas JA, Mankovska B, Steinnes E (1998) Mercury exposure to passerine birds in areas close to local emission sources in Slovakia and Norway. *Science of the Total Environment* 213:291-298

Sabo JL, Power ME (2002a) Numerical response of lizards to aquatic insects and short-term consequences for terrestrial prey. *Ecology*. 83(11):3023-3036

Sabo JL, Power ME (2002b) River-watershed exchange: Effects of riverine subsidies on riparian lizards and their terrestrial prey. *Ecology*. 83(7):1860-1869

Sanzone DM, Meyer JL, Marti E, Gardiner EP, Tank JL, Grimm NB (2003) Carbon and Nitrogen transfer from a desert stream to riparian predator. *Oecologia* 134:238-250

Scheuhammer AM (1987) The chronic toxicity of aluminum cadmium mercury and lead in birds a review. *Environmental Pollution* 46:263-296

Sode A, Wiberg-Larsen P (1993) Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook. *Freshwater Biology* 30:439-446

Statzner B, Resh VH (1993) Multiple-site and -year analyses of stream insect emergence: a test of ecological theory. *Oecologia* 96:65-79

Strahler, A.N. (1957) Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Un.* 38: 913-920.

Thompson DR, Bearhop S, Speakman JR, Furness RW (1998) Feathers As a Means Of Monitoring Mercury In Seabirds : Insights From Stable-Isotope Analysis. *Environmental Pollution* 101:193-200

Thompson DR, Dowding JE (1999) Site-specific heavy metal concentrations in blood of South Island pied oystercatchers *Haematopus ostralegus finschi* from the Auckland region, New Zealand. *Marine Pollution Bulletin* 38:202-206

Tieszen LL, Boutton WT, Tesdahl KG, Slade NH (1983) Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: Implications for ^{13}C analysis of diet. *Oecologia* 57:32-37

Tremblay A, Lucotte M, Schetagne R (1998a) Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Quebec (Canada). *Science of the Total Environment* 213:307-315

Tremblay A, Cloutier L, Lucotte M (1998b) Total mercury and methylmercury fluxes via emerging insects in recently flooded hydroelectric reservoirs and a natural lake. *Science of the Total Environment* 219:209-221

Tremblay A, Lucotte M (1997) Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:832-841

Waringer JA (1991) Phenology and the influence of meteorological parameters on the catching success of light-trapping for trichoptera. *Freshwater Biology* 25:307-320

Wayland M, Garcia-Fernandez AJ, Neugebauer E, Gilchrist HG (2001) Concentrations of cadmium, mercury and selenium in blood, liver and kidney of common eider ducks from the canadian arctic. *Environmental Monitoring and Assessment* 71:255-267

Wayland M, Hobson KA, Sirois J (2000) Environmental contaminants in colonial waterbirds from great slave lake: spatial, temporal and food-chain considerations. *Arctic* 53:221-233

Wilson MF (1974) Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55:1017-1029

Wolf BO, Martinez del Rio C (2000) Use of saguaro fruit by white-winged doves: isotopic evidence of a tight ecological association. *Oecologia* 124:536-543

Wood PB, White JH, Steffer A, Wood JM, Facemire CF, Percival HF (1996) Mercury concentrations in tissues of florida bald eagles. *Journal of Wildlife Management* 60:178-185

Zillioux EJ, Porcella DB, Benoit JM (1993) Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12:2245-2264

CHAPITRE II : PROJET DE RECHERCHE

Problématique

Il est bien établi que les habitats riverains sont des zones de haute productivité soutenant une grande biodiversité (Naiman & Decamps 1997). Plusieurs facteurs peuvent être responsables de cette grande richesse: la présence d'eau de surface, les liens entre deux écosystèmes, les effets de bordure ou encore une plus grande diversité structurelle végétale présente dans certains de ces milieux. Pour plusieurs raisons, les rivières ont traditionnellement été considérées comme des puits plutôt que des sources d'énergie pour les réseaux trophiques terrestres (Cummins et al. 1973; Vannote et al. 1980; Mason & Macdonald 1982). La surface non inondée et la biomasse des producteurs primaires terrestres sont de loin supérieures à celles qui sont associées aux rivières. De plus, la gravité tend à tirer tout le matériel organique vers les cours d'eau (Power 2001). Plusieurs chercheurs se sont intéressés aux échanges de matière et d'organismes allochtones pouvant contribuer à la productivité des cours d'eau. Les apports d'insectes terrestres tombant dans les cours d'eau, par exemple, représentent une bonne partie de l'alimentation de plusieurs espèces de poissons pendant certaines périodes de l'année (Mason & Macdonald 1982; Lefkovitch & Fahrig 1985; Nakano et al. 1999). Cet apport influence directement la productivité et la dynamique trophique des cours d'eau (Nakano et al. 1999; Power 2001). Par contre, jusqu'à récemment, relativement peu d'études s'étaient intéressées au subside que représentent les émergences d'insectes aquatiques pour l'écosystème terrestre riverain (Gray 1993; Power & Rainey W.E. 2000; Nakano & Murakami 2001; Sabo & Power 2002a).

Les émergences d'insectes aquatiques représentent une voie d'échange importante entre les écosystèmes aquatiques et terrestres par laquelle une partie de la production secondaire d'un cours d'eau est exportée vers l'écosystème terrestre environnant (Jackson & Fisher 1986; Grimm 1987; Gray 1993; Nakano & Murakami 2001). Jackson et Fisher (1986) ont calculé que la fraction de la production secondaire en invertébrés émergeant d'une rivière en milieu désertique correspondait en terme de magnitude à la production

secondaire totale en invertébrés rencontrée dans plusieurs cours d'eau forestiers en milieux tempérés. De plus, la production secondaire de certains cours d'eau en milieu aride peut excéder la production secondaire en arthropodes terrestres par plusieurs ordres de grandeur (Jackson & Fisher 1986; Gray 1989). Les émergences d'insectes aquatiques peuvent représenter qu'une légère fraction du budget total en nutriment d'un cours d'eau (Grimm 1987), mais constituer une ressource très importante pour les oiseaux insectivores, les chauves-souris ainsi que les arthropodes prédateurs riverains (Orians & Horn 1969; Gray 1993; Raley & Anderson 1990; Racey 1998; Hering & Plachter 1997; Williams et al. 1995). Ces insectes émergents peuvent représenter la majorité du régime alimentaire de certaines espèces d'oiseaux, de chauves-souris et d'araignées à certaines périodes de l'année (Busby & Sealy 1978; Custer & Pitelka 1978; Racey 1998; Orians & Horn 1969; Williams et al. 1995). Toutefois, les patrons de disponibilité des ressources et leurs utilisations restent souvent méconnus.

Les changements dans l'utilisation du territoire par l'homme (pratiques agricoles modernes, urbanisation, industrialisation et destruction de la végétation riveraine) sont responsables d'apports importants de contaminants et de nutriments dans les cours d'eau, les lacs et les océans. De fait, des taux élevés de contaminants et de nutriments sont fréquemment observés dans les systèmes aquatiques (Quemerais et al. 1999; Rhodes et al. 2001; Sliva & Williams 2001). Les insectes aquatiques accumulent ces contaminants (Tremblay & Lucotte 1997) qui sont ensuite transmis et accumulés dans les poissons de niveaux trophiques supérieurs (Cabana & Rasmussen 1994; Bowles et al. 2001). Ces contaminants peuvent réintégrer le réseau trophique terrestre via la consommation de poissons par divers prédateurs (Desgranges et al. 1998; Fortin et al. 2001) ou encore par l'entremise des stades adultes terrestres des insectes aquatiques émergents (Menzie 1980; Currie et al. 1997; Tremblay et al. 1998; Wayland et al. 1998; O'Shea et al. 2001).

Dans ce contexte, nous avons étudié l'importance des insectes aquatiques émergents dans le régime alimentaire des consommateurs riverains en bordure de la rivière Truckee dans l'ouest des États-Unis. Nous avons également vérifié si ces mêmes insectes aquatiques émergents pouvaient jouer un rôle dans l'exportation de contaminants

(mercure) vers l'écosystème terrestre. La rivière Truckee prend sa source dans le lac Tahoe situé dans la haute Sierra du nord-est de la Californie et termine sa course dans le lac Pyramide, en désert de haute altitude au Nevada. La rivière Truckee dans sa partie inférieure est très eutrophe. Elle draine un grand bassin versant (3100 km^2) et le couvert forestier en bordure de celle-ci est presque inexistant. Ces conditions suggèrent une grande productivité primaire qui devrait se traduire par des valeurs élevées du $\delta^{13}\text{C}$ et du $\delta^{15}\text{N}$. Nous avons choisi cette rivière en raison de ces caractéristiques ainsi que des données préliminaires sur les concentrations de mercure en poids humide (0,338 à 0,255 $\mu\text{g g}^{-1}$) et les valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ (+20 ‰) et du $\delta^{13}\text{C}$ (-20,65 ‰) provenant de poissons capturés dans cette rivière.

Ces valeurs sont parmi les plus élevées d'une banque d'échantillons provenant de 116 rivières aux États-Unis (USGS). La rivière Truckee présente de forts taux de mercure dans sa portion inférieure, résultat attribuable à l'opération d'anciennes mines d'or et d'argent ainsi qu'à la géologie de la région (Wayne et al. 1996; Blum et al. 2001). De par sa nature, le milieu aquatique permet de déplacer la matière et les organismes sur de très grandes distances. Cette caractéristique fait en sorte qu'il est possible d'observer des concentrations en contaminants très élevées et ceci même à de grandes distances de la source d'émission. Les concentrations de contaminants dans le milieu aquatique peuvent alors fortement contraster les concentrations retrouvées dans le milieu terrestre environnant. Ainsi, les insectes aquatiques émergents pourraient contribuer à redistribuer certains de ces contaminants bioaccumulables au milieu terrestre à plusieurs dizaines de kilomètres de leur source d'origine.

Du côté des ratios isotopiques, les valeurs élevées de l'azote et du carbone offrent une bonne opportunité de dissocier les origines aquatiques et terrestres des proies incorporées dans le régime alimentaire des consommateurs riverains. L'écosystème riverain retrouvé en bordure de la rivière Truckee est caractérisé par de la végétation arbustive typique des régions de désert de haute altitude dominé par *Artemisia tridentata*. En certains endroits, une bande de forêt riveraine est présente. Il s'agit alors d'un fin

ruban discontinu de peupliers et de saules pouvant atteindre 250 m de large, mais qui s'étend normalement sur 30-50 m lorsque présent (Lynn et al. 1998).

Les conditions biotiques et abiotiques (température élevée, forte radiation, taux de renouvellement des organismes élevé et eutrophisation) retrouvées dans des rivières semblables à la rivière Truckee sont favorables à une production secondaire élevée (Jackson & Fisher 1986; Gray 1989). Ces conditions environnementales permettaient d'envisager une exportation importante de nutriments vers l'écosystème terrestre adjacent via une biomasse considérable d'insectes aquatiques émergents. L'importance relative de ce transfert serait d'autant plus importante pour des habitats riverains arides et peu productifs.

La rivière Truckee constituait donc un site intéressant pour étudier l'incorporation de nutriments et de contaminants (mercure) d'origine aquatique au réseau trophique terrestre.

Les objectifs spécifiques du projet de recherche

1. Caractériser l'évolution du signal isotopique de l'azote et du carbone des insectes aquatiques à différents endroits de la rivière Truckee.
2. Déterminer si les signatures isotopiques en azote et en carbone des insectes aquatiques non prédateurs sont différentes des insectes herbivores terrestres échantillonnés aux sites d'étude et quantifier l'importance de ces différences.
3. Estimer l'importance relative des proies d'origine aquatique dans le régime alimentaire de différents consommateurs riverains.

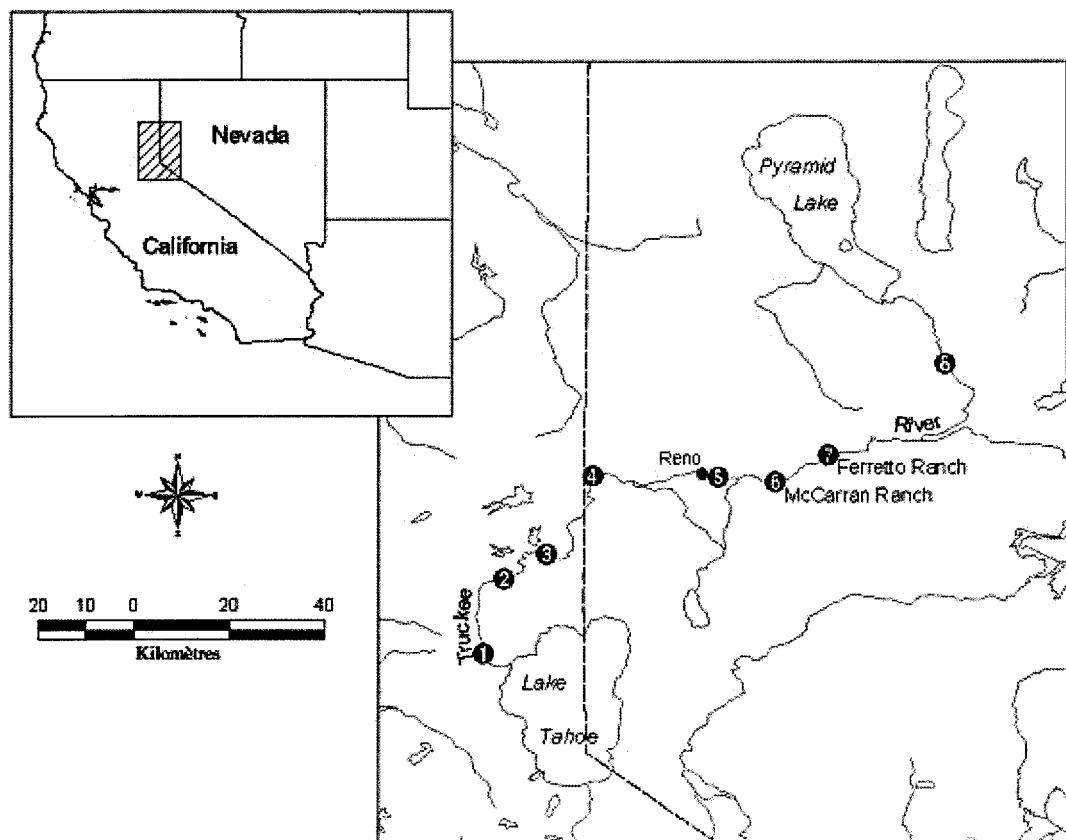
4. Déterminer si les deux types de proies présentent des différences significatives au niveau des concentrations en mercure total.
5. Vérifier la capacité de prédiction des ratios isotopiques pour prédire le taux de mercure présent dans les tissus des consommateurs riverains.

Méthodologie

Description du site d'étude

Le site d'étude choisi est l'écosystème riverain de la rivière Truckee situé dans l'ouest des États-Unis. La rivière Truckee draine un bassin versant de 3 100 km² et prend sa source dans le lac Tahoe situé dans le Nord-Est de la Californie à 1900 m d'altitude. La rivière fait un parcours d'environ 161 km avant de terminer son cours dans le lac Pyramide au Nevada à 1198 m d'altitude. En raison de cette grande variation d'élévation, l'écosystème associé à la rivière varie grandement sur son parcours. Les premiers 65 km sont associés à une pinède et présentent une vélocité du courant allant de moyenne à élevée, caractéristique des rivières de montagne. La partie basse de la rivière allant de Verdi jusqu'au lac Pyramide (environ 96 km) est bordée de portions de bandes de forêts d'arbres feuillus, de terres agricoles et de désert arbustif froid. Cette dernière partie de la rivière est caractérisée par une vélocité du courant allant de modérée à faible qui est typique des rivières situées dans les grandes vallées. L'urbanisation, l'industrialisation, la coupe de bois, les pâturages et les diversions de l'eau pour l'agriculture firent en sorte que la végétation riveraine le long de la rivière Truckee est présentement grandement réduite par rapport à sa répartition historique (Caicco 1998; Lynn et al. 1998). Conséquemment, le corridor riverain n'est plus qu'un fin ruban discontinu de peupliers et de saules pouvant atteindre 250 m de large, mais qui s'étend normalement sur 30-50 m lorsque présent (Lynn et al. 1998).

Figure 1 -Stations d'échantillonnage le long de la rivière Truckee comprenant les deux sites d'études principaux (stations 6 et 7).



Nous avons échantillonné les larves d'insectes aquatiques à 8 stations le long de la rivière Truckee, États-Unis (Fig. 1) ainsi que dans certains tributaires (non illustrés) dans le but de déterminer les variations de la signature en azote et en carbone au niveau du bassin versant. Les deux principaux sites d'étude : le Ranch McCarran « Station 6 » ($39^{\circ}33' N$, $119^{\circ}34' W$) et le Ranch Ferretto « station 7 » ($39^{\circ}35' N$, $119^{\circ}24' W$) sont situés dans la portion inférieure de la rivière à 20 et 35 km en aval de la ville de Reno, comté de Washoe, Nevada, USA. Les deux sites se retrouvent dans une région semi-aride où la moyenne des précipitations annuelles est d'environ 19 cm. L'humidité est très faible pendant les mois d'été et modérément faible durant l'hiver. La largeur de la rivière à la hauteur des sites d'études est environ de 10 à 15 m.

Échantillonnage

Tous les échantillons ont été collectés en 2002 entre le 5 mai et le 10 juin au Ranch McCarran et du 20 au 27 juin au Ranch Ferretto. L'échantillonnage des insectes aquatiques pour les autres stations du bassin versant fut réalisé du 10 au 20 juin. Les larves d'insectes aquatiques furent récoltées à l'aide de filets troubleaux selon la méthode du « kick sampling ». Voir l'annexe 2 pour la liste des groupes taxinomiques échantillonnés. Les insectes terrestres furent capturés à l'aide de filets fauchoirs et de pièges-fosses le long de plusieurs transects à différentes distances de la rivière (10, 25, 50, 100, 200 m).

Dans le cas des producteurs primaires, ils furent échantillonnés sur huit transects à 10, 50 et 200 m de la rivière. À chacun de ces points, les feuilles des espèces de plantes les plus abondantes (jusqu'à trois espèces) dans un rayon de 5 m autour du point furent échantillonnées. Pour chacune de ces espèces échantillonnées, des feuilles provenant de trois plantes différentes furent récoltées lorsque possible. Les plantes furent identifiées à l'espèce, mais plusieurs spécimens restent non identifiés en raison d'un manque de ressources. Toutefois, l'aspect taxinomique des plantes demeure secondaire dans l'étude.

Le but premier étant d'établir les variations spatiales des ratios isotopiques des producteurs primaires en relation avec la distance de la rivière.

Pour la capture des passereaux, nous avons utilisé des filets japonais de 3 X 9 mètres et de 32 mm de grosseur de mailles. Les oiseaux étaient attirés dans les filets à l'aide d'enregistrements de chants d'oiseaux émis à partir de lecteurs de disques compacts portatifs et de haut-parleurs auxiliaires. Une fois capturés, les oiseaux furent identifiés, sexés et âgés lorsque possible à l'aide du guide d'identification de référence pour le baguage des passereaux (Pyles 2001). Des mesures de la condition corporelle (poids, longueur d'aile et du tarse) ont également été collectées. Une prise de sang de 0,1 ml fut effectuée dans la veine jugulaire à l'aide d'une seringue à insuline de 0,5 ml. Le sang était transféré dans des tubes à prélèvements sanguins sous vide et stériles (Vacutainer, Fisher) pour être immédiatement placé au frais dans une glacière et congelé dès que possible. L'extrémité d'une ou deux plumes de la queue (rectrices) était coupée selon un code préétabli nous permettant d'identifier l'oiseau lors de recaptures.

Les lézards de l'espèce la plus abondante (*Sceloporus occidentalis*) furent capturés au Ranch McCarran à l'aide d'un lasso constitué d'un fil de nylon et placé à l'extrémité d'une canne à pêche. Une fois les lézards capturés, l'extrémité de la queue (0,5 cm) était coupée et placée dans un pilulier stérile. La position GPS de chaque lézard fut enregistrée lors de la capture.

Tous les échantillons furent conservés sur la glace avant d'être congelés dans les heures qui suivirent leur récolte. Une fois en laboratoire, les insectes furent identifiés à la famille. Tous les échantillons ont été séchés dans un four à 60°C pendant 72 heures et réduits en poudre à l'aide d'un mortier et d'un pilon ou d'une tige de verre.

Analyses en laboratoire

Analyses isotopiques

Les échantillons d'insectes, de plantes, de sang et de queues de lézards furent pesés avec une précision de 0.01 mg et placés dans des capsules d'étain (5 x 9 mm) pour être ensuite brûlés dans un spectromètre de masse. Les analyses isotopiques ont été réalisées au « Center for Stable Isotope Biogeochemistry » de l'université de la Californie, Berkeley sur un spectromètre de masse de type PDZ Europa Scientific 20/20. Les échantillons ont été analysés pour leur composition en azote et en carbone utilisant respectivement l'azote atmosphérique et le « Pee Dee Belemnite limestone » comme standards. La composition isotopique est exprimée en parties par mille d'après la formule suivante : $\delta = [(R_{échantillon}/R_{standard})-1] \times 10^3$ où R est le ratio de l'isotope lourd sur l'isotope léger ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). La précision de ces analyses était de $\pm 0.2\%$. Des standards de feuilles de pêcher NAST 505-1 ($\delta^{13}\text{C} = -32.5\%$ et $\delta^{15}\text{N} = 1.2\%$) et de foie de bovin NAST 300-5 ($\delta^{13}\text{C} = -28.5\%$ et $\delta^{15}\text{N} = 6.6\%$) furent ajoutés à chacune des vagues d'analyse pour permettre de corriger les valeurs brutes obtenues. Dans le cas des insectes, chaque valeur de ratio isotopique et de concentration de mercure total provient d'un mélange d'au moins 5 individus du même groupe taxinomique.

Analyses de mercure total

Les analyses de mercure total furent réalisées à l'Université de Montréal. Les échantillons d'insectes, de sang et de queues de lézards dont il restait assez de matériel suite aux analyses isotopiques ont été pesés au 0.1 mg près et placés dans des bateaux d'étain pour être ensuite brûlés et analysés à l'aide d'un « Direct Mercury Analyser » (DMA-80, Milestone). Nous avons intégré des échantillons de standard d'hépatopancréas de homard (conseil nationale de recherché du Canada, TORT-2) dans chaque série d'analyses ($n=21$) et la valeur moyenne obtenue était de $271 \pm 12 \text{ ng g}^{-1}$ (certifié $270 \pm 60 \text{ ng g}^{-1}$). Dans cette étude, toutes les valeurs de HgT sont exprimées en ng g^{-1} poids sec.

Analyses statistiques

La normalité et l'homogénéité des variances ont été observées avant de faire les analyses statistiques. Seules les données de HgT ont été transformées en log dans le cas des oiseaux et des insectes afin de stabiliser les variances. Des tests de “Two tailed” T-Student utilisant un intervalle de confiance de 95% ont été utilisés pour déterminer si les moyennes des ratios isotopiques et des concentrations en HgT différaient significativement entre les consommateurs primaires terrestres et aquatiques. Nous avons effectué une ANOVA à un critère de classification pour déterminer s'il y avait des différences significatives entre les ratios isotopiques moyens du carbone et de l'azote des plantes présentes à différentes distances de la rivière. Nous avons ensuite réalisé des régressions non linéaires de décroissance exponentielle utilisant trois paramètres afin de comparer la décroissance du $\delta^{15}\text{N}$ et du HgT avec la distance de capture des lézards. Le choix de l'équation à trois paramètres repose sur la supposition que dans les deux cas, les individus devraient normalement présenter des valeurs supérieures à zéro pour ces deux variables et ce même à des distances importantes de la rivière. Des régressions linéaires simples ont été employées pour évaluer le potentiel de prédiction du $\delta^{15}\text{N}$ sur la concentration en HgT des lézards, pour l'ensemble des oiseaux capturés ainsi que pour chacune des cinq espèces dont le nombre d'individus capturés était supérieur à dix.

Une comparaison inter-site pour les valeurs moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ et du HgT fut réalisée pour les trois espèces dont au moins six individus furent capturés à chacun des sites à l'aide du test de t-Student utilisant un intervalle de confiance de 95 % et une correction a posteriori de Bonferroni. Pour estimer la proportion de l'alimentation des consommateurs dérivée du milieu aquatique, nous avons utilisé un modèle de mélange linéaire à deux sources utilisant les ratios isotopiques de l'azote des consommateurs primaires aquatiques et terrestres tel que décrit dans (Phillips & Gregg 2001). Nous avons d'ailleurs utilisé les feuilles de calcul mises à la disposition par ces mêmes auteurs pour réaliser les calculs. Toutes les analyses ont été réalisées à l'aide de SYSTAT 8.0 (SPSS inc, 1998).

Résultats

Variation isotopique à l'intérieur du bassin versant

Les huit stations d'échantillonnage le long de la rivière Truckee (Fig. 1) nous ont permis de déterminer le patron général des variations isotopiques du carbone et de l'azote chez les larves d'insectes aquatiques à l'intérieur du bassin versant. Les valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ chez les larves d'éphémères échantillonnées à quatre endroits sur la rivière en 1999 (Cabana, Rainey et Power, communication personnelle) avaient fourni des indices quant à l'augmentation générale du $\delta^{15}\text{N}$ avec des distances croissantes à partir de la source (Fig. 2). L'échantillonnage de plusieurs types de larves d'insectes aquatiques en 2002 est venu préciser cette relation. Les valeurs des larves d'insectes non prédateurs à la première station (10 km) sont relativement basses avec une moyenne de $4,8\text{‰} \pm 0,7$. Par la suite, elles subissent une première augmentation (enrichissement) importante dans les 20 kilomètres suivants pour atteindre des valeurs moyennes de $16,9\text{‰} \pm 4,3$ à la deuxième station (30 km). Le signal ($\delta^{15}\text{N}$) redescend par la suite jusqu'à la ville de Reno, située à 85 km, où les valeurs moyennes sont de $9,8\text{‰} \pm 0,5$. On observe, passé la ville de Reno, une deuxième augmentation pour atteindre des valeurs légèrement supérieures à 13 ‰ pour les deux sites d'étude principaux situés à 102 et 118 Km et finalement une légère diminution à la dernière station avec une moyenne de $12,0\text{‰} \pm 0,8$. Les larves d'insectes prédateurs présentent des valeurs enrichies par rapport aux larves d'insectes non prédatrices pour toutes les stations échantillonnées à l'exception de la station 2 où la valeur moyenne des larves prédatrices est inférieure à la valeur moyenne des larves non prédatrices. Cette station présente une valeur extrême de $24,5\text{‰}$ pour un échantillon d'éphémères qui contribue à augmenter la moyenne (l'échantillon fut analysé à deux reprises pour en confirmer la valeur). Les points représentant les valeurs moyennes des insectes herbivores terrestres capturés sur les deux principaux sites d'étude mettent en relief la différence importante des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ entre les proies d'origine terrestre et aquatique dans cette portion de la rivière permettant un traçage de leur contribution respective dans le régime alimentaire des consommateurs riverains.

Figure 2 -Valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ (moyenne \pm écart type) des larves d'insectes aquatiques échantillonnées à différentes distances de la source (lac Tahoe) sur la rivière Truckee ainsi que des consommateurs primaires terrestres échantillonnés aux deux sites d'étude : Ranch McCarran et Ranch Ferretto.

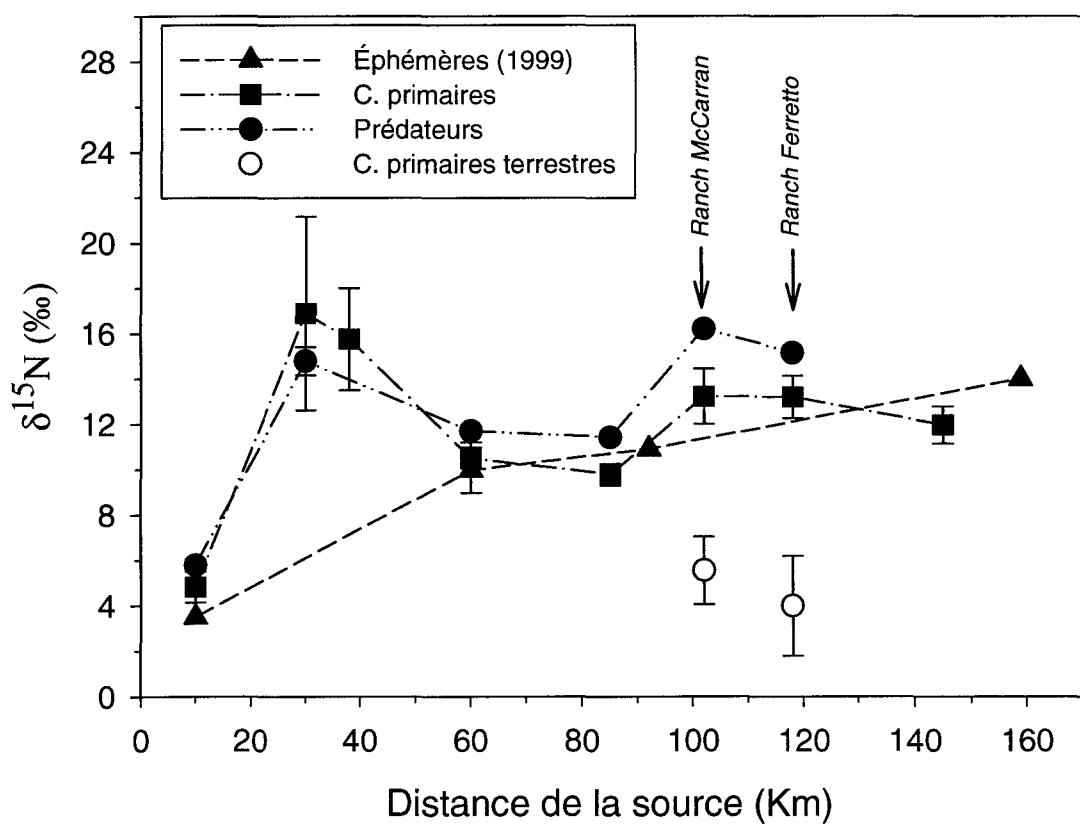
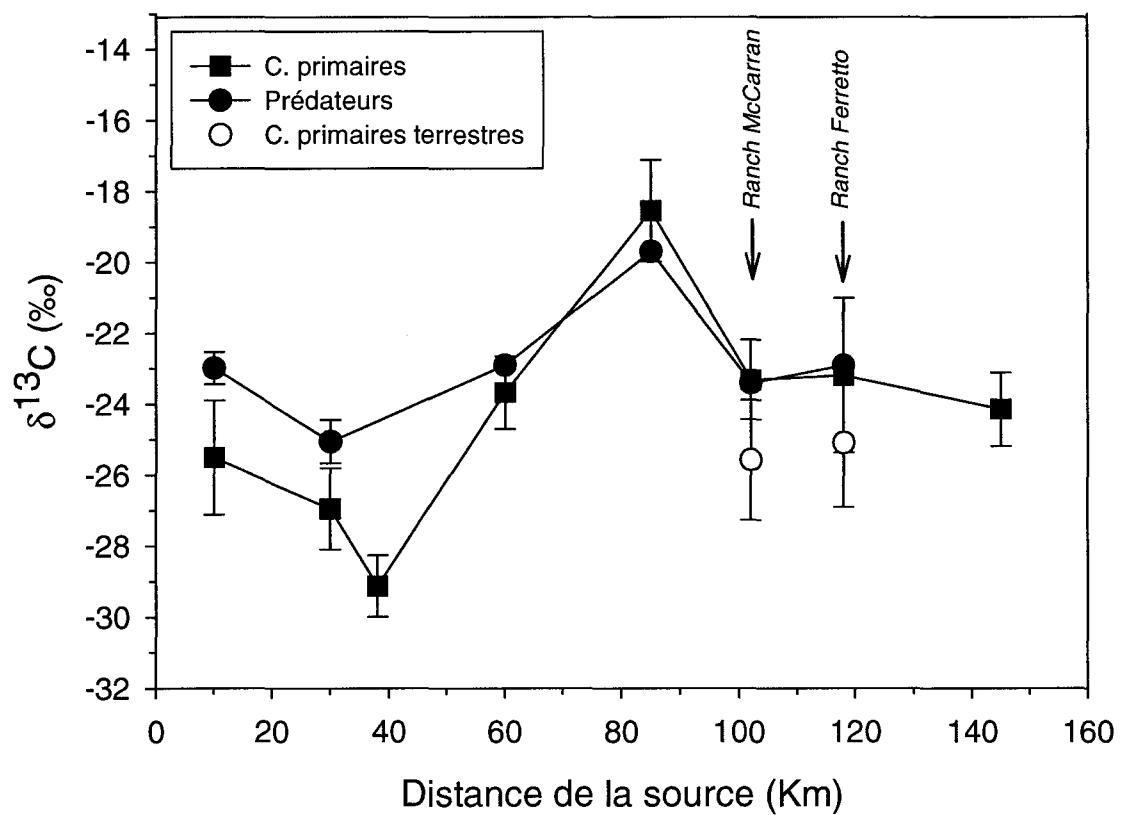


Figure 3 -Valeur du $\delta^{13}\text{C}$ (moyenne \pm écart type) des larves d'insectes aquatiques échantillonnées à différentes distances de la source sur la rivière Truckee ainsi que des insectes herbivores terrestres aux deux sites d'étude : Ranch McCarran et Ranch Ferretto.



Dans le cas des valeurs du $\delta^{13}\text{C}$ (Fig. 3), on observe une tendance différente de celle retrouvée pour le $\delta^{15}\text{N}$. Les valeurs des larves d'insectes non prédateurs sont en moyenne de $-25,5 \pm 1,6\text{‰}$ à la première station et diminuent légèrement dans les premiers 40 km jusqu'à des valeurs moyennes de $-29,1 \pm 0,9\text{‰}$. On observe ensuite un enrichissement important jusqu'à la ville de Reno soit à 85 Km où les valeurs atteignent $-18,6 \pm 1,4\text{‰}$. Elles redescendent toutefois pour se stabiliser aux alentours de -24‰ pour les 3 dernières stations. Les larves d'insectes prédateurs suivent la même tendance et semblent légèrement enrichies en moyenne par rapport aux larves d'insectes non prédateurs.

Les points représentant les valeurs moyennes des insectes herbivores terrestres aux deux sites d'études mettent en évidence dans le cas du $\delta^{13}\text{C}$ que la différence entre les moyennes est faible (environ 2‰) et qu'on observe un certain chevauchement entre les valeurs aquatiques et terrestres. Un tableau synthèse des valeurs moyennes des larves d'insectes échantillonnées à chacune des stations figure à l'annexe 2.

Variations chez les consommateurs primaires terrestres et aquatiques sur les sites d'étude

Chez les consommateurs primaires, nous avons trouvé des différences significatives et importantes entre les insectes terrestres et aquatiques pour l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) et les concentrations de mercure total (HgT) aux deux sites. Toutefois, dans le cas du carbone ($\delta^{13}\text{C}$), nous avons observé seulement une faible différence significative au Ranch McCarran et une différence non significative au Ranch Ferretto (tableau 1). La différence entre les valeurs moyennes des ratios isotopiques des proies d'origine aquatique et les proies d'origine terrestre pour les deux sites est nettement plus élevée pour l'azote (8,0‰) que pour le carbone (2,3‰).

Les concentrations de HgT retrouvées chez les insectes aquatiques varient de 71 à 246 ng g⁻¹ alors que pour les insectes terrestres elles varient de 1 à 608 ng g⁻¹. La médiane est toutefois 6,4 fois plus élevée pour les insectes aquatiques que les insectes terrestres au Ranch McCarran et 12,7 fois plus élevée au Ranch Ferretto.

Tableau 1 -Valeurs moyennes ± écart type des ratios isotopiques de l'azote et du carbone et médianes plus l'étendue des valeurs de mercure total (HgT) pour les insectes non prédateurs aquatiques et terrestres à chacun des sites (valeur de *p* dérivé de tests de Student-t, pour le HgT utilisant les valeurs logarithmiques.)

	Insectes aquatiques	Insectes terrestres	Sign.	<i>p</i>
McCarran Ranch	N=14	N=37		
$\delta^{13}\text{C}$ ‰	-23,3 ± 1,1	-25,6 ± 1,7	*	<0,001
$\delta^{15}\text{N}$ ‰	13,3 ± 1,2	5,6 ± 1,5	*	<0,001
	N=10	N=17		
HgT ng g ⁻¹	109,5 (71,0-209,0)	17,0 (1,0-608,0)	*	0,002
Ferretto Ranch	N=7	N=7		
$\delta^{13}\text{C}$ ‰	-23,2 ± 2,2	-25,1 ± 1,8		0,100
$\delta^{15}\text{N}$ ‰	13,2 ± 0,9	4,0 ± 2,2	*	<0,001
	N=4	N=6		
HgT ng g ⁻¹	152,5 (97,0-246,0)	12,0 (8,0-15,0)	*	0,017

Variation isotopique des producteurs primaires terrestres

Les producteurs primaires ont été échantillonnés sur le site du Ranch McCarran dans le but de déterminer si les variations isotopiques des consommateurs pourraient être imputables à des variations spatiales observées à la base du réseau trophique terrestre. Les espèces majoritairement échantillonnées furent dans l'ordre : *Artemisia tridentata*, *Cardaria draba*, *Bromus tectorum* et *Populus deltoides* (15 plantes sur les 47 échantillonnées et analysées demeurent inconnues). Les analyses ne nous révèlent aucune différence significative dans la signature en azote et en carbone entre la végétation présente aux trois distances échantillonnées, soit 10, 50 et 200 m de la rivière. Cependant, il semble y avoir une légère diminution de la signature en azote ($\delta^{15}\text{N}$) des plantes liée avec l'éloignement de la rivière (tableau 2), bien qu'elle soit non significative ($p>0,05$).

Note : certaines plantes ont été échantillonnées à 180 mètres au lieu de 200 m en raison de contraintes sur le terrain. Ces échantillons ont été incorporés dans la même catégorie que celles échantillonnées à 200 m.

Tableau 2 -Valeurs moyennes ± écart-type des ratios isotopiques de l'azote et du carbone des plantes prélevées à trois distances de la rivière (valeur de p déterminée à partir d'une ANOVA à un facteur de classification et un test de comparaisons multiples *a posteriori* de Bonferroni)

	10 m (n=14)	50 m (n=12)	200 m (n=21)	p
$\delta^{13}\text{C}$ ‰	-25,0 ± 3.2	-26,8 ± 1.4	-26,0 ± 3.1	0,245
$\delta^{15}\text{N}$ ‰	5,5 ± 1.8	4,6 ± 2.1	3,7 ± 2.7	0,073

Variation des ratios isotopiques et des concentrations de HgT chez un consommateur secondaire : Sceloporus occidentalis

Les lézards capturés sur le site du Ranch McCarran démontrent de grandes variations pour la signature en azote (7,9 – 14,9 ‰) et les concentrations de HgT (168 – 1551 ng g⁻¹). La concentration moyenne de HgT pour tous les lézards capturés est de 768,5 ng g⁻¹.

On n'obtient aucune relation significative des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ avec la distance de capture par rapport à la rivière. Par contre, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ semblent être étroitement liées à la distance de capture des individus (Fig. 4). Le $\delta^{15}\text{N}$ diminue de façon exponentielle avec l'augmentation de la distance selon le modèle ($y = y_0 + ae^{-bx}$; $y = 9,4 + 4,49 e^{-0,0128(x)}$; $r^2 = 0,71$, $p < 0,001$) pour atteindre l'asymptote (y_0) à 9,4 ‰. Les concentrations en HgT mesurées à partir des mêmes tissus démontrent également une décroissance exponentielle avec une augmentation de la distance de la rivière selon le même modèle : $y = y_0 + ae^{-bx}$; $y = 59 + 946 e^{-0,00423(x)}$; $r^2 = 0,38$, $p < 0,001$ (Fig. 5). Le coefficient de décroissance est cependant trois fois plus élevé dans le cas du $\delta^{15}\text{N}$ que pour le HgT et l'asymptote se rapproche de zéro (59 ng g⁻¹) dans le cas du mercure.

Figure 4 -Décroissance exponentielle des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ provenant de queues de lézards (*Sceloporus occidentalis*) en fonction de leur distance de capture à partir de la rivière Truckee (n=41).

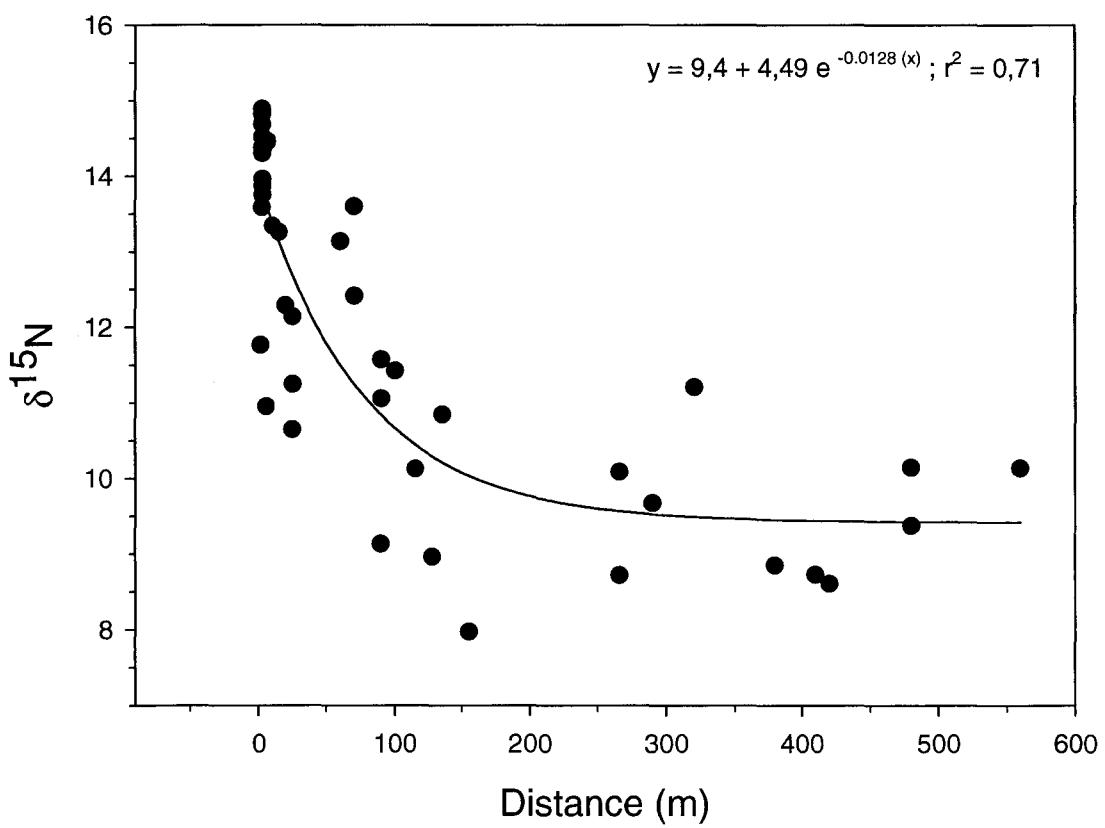


Figure 5 -Décroissance exponentielle des valeurs de HgT provenant de queues de lézards (*Sceloporus occidentalis*) en fonction de leur distance de capture à partir de la rivière Truckee (n=28).

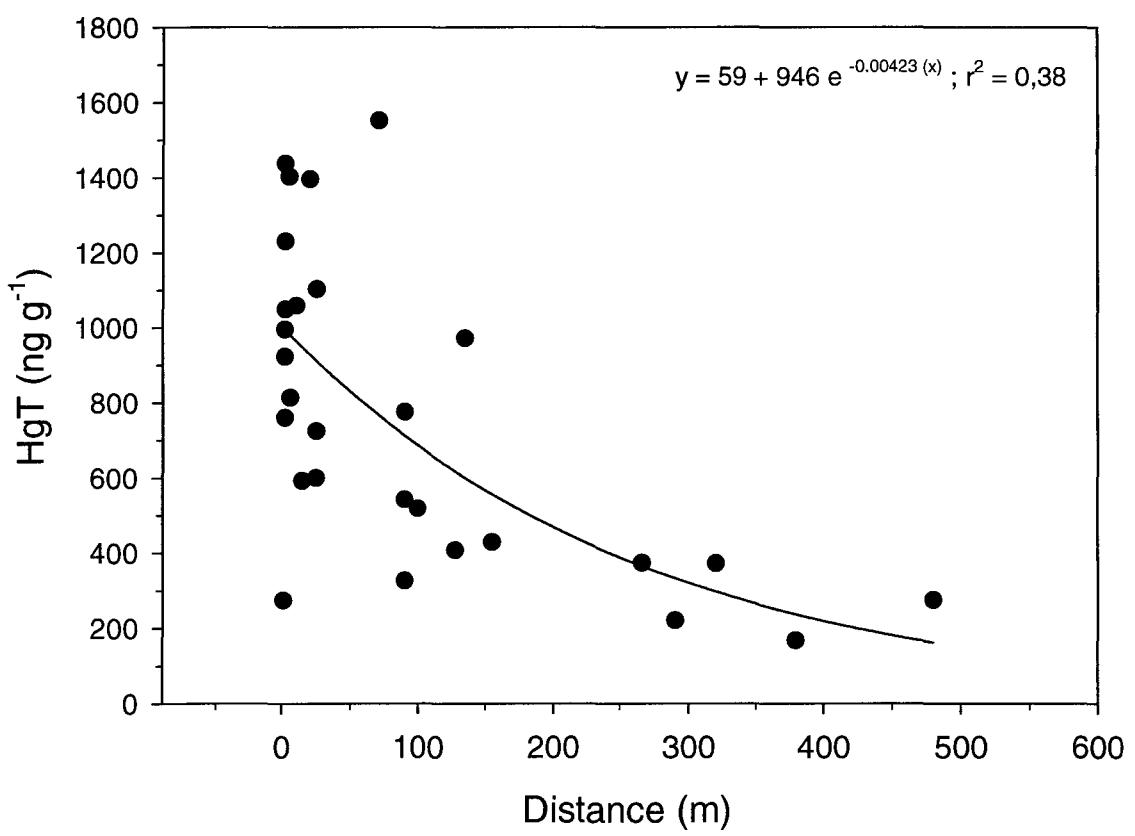
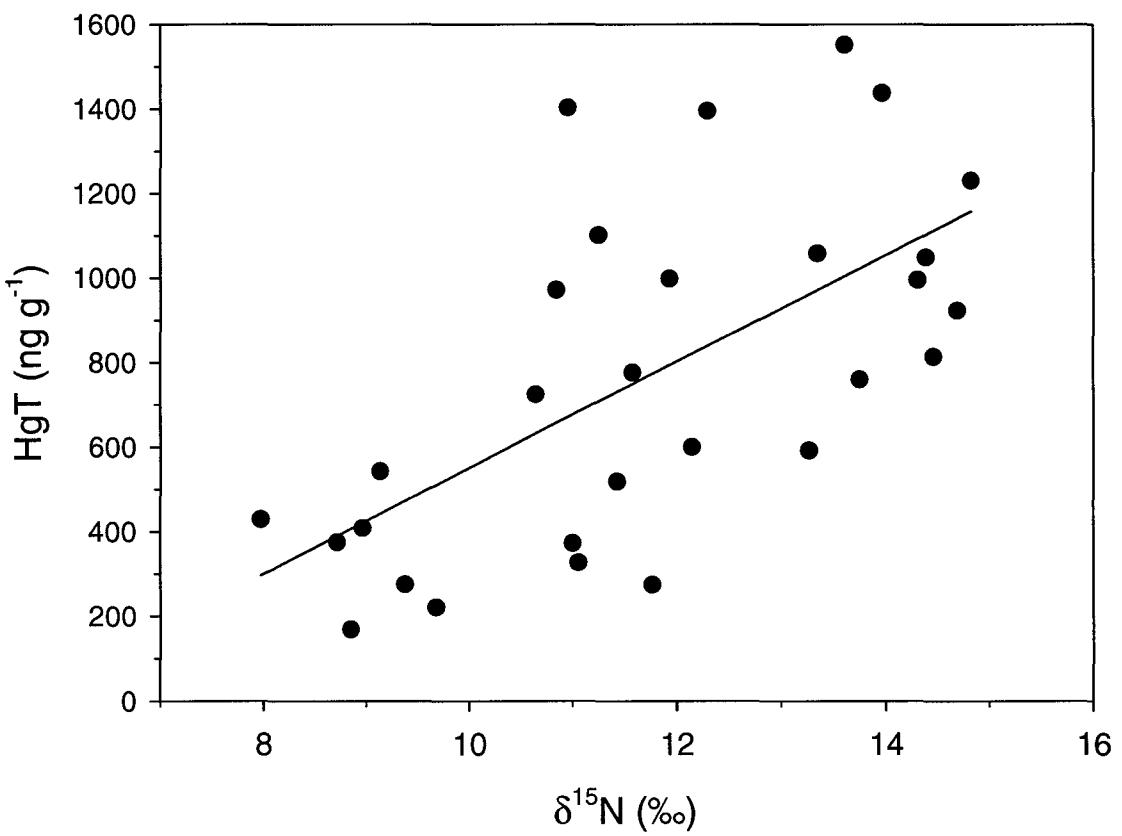


Figure 6 -Relation entre les valeurs de HgT et de $\delta^{15}\text{N}$ provenant des mêmes queues de lézards (*Sceloporus occidentalis*) capturés sur les rives de la rivière Truckee (n=29).



Nous avons examiné le pouvoir de prédiction des valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ des lézards sur le taux de mercure total de ceux-ci. La figure 6 démontre la relation du taux de mercure total en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ des lézards ($y = y_0 + a * x$; $y = -558 + 114,67 * x$; $r^2=0,35$, $p=0,0011$). Selon cette équation, pour chaque unité delta du $\delta^{15}\text{N}$ (1 ‰) on observe une augmentation moyenne de 115 ng g⁻¹ de HgT dans les tissus de la queue des lézards capturés.

Variations interspécifiques chez les oiseaux

Les valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ pour l'ensemble des oiseaux capturés sur les deux sites sont très variables allant de 4,9 à 15,8 %. L'étendue des valeurs est légèrement supérieure à celle retrouvée chez les lézards capturés au Ranch McCarran (7,9 à 14,9 %). On observe une grande variation entre les espèces, mais également à l'intérieur d'une même espèce (Fig. 7).

On dénote les valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ les plus élevées chez l'Hirondelle rustique, l'Hirondelle à ailes hérissées, le Bruant chanteur et le Quiscale de Brewer. Tandis que la Paruline à calotte noire, la Paruline des buissons, le Troglodyte des rochers, le Moineau domestique, le Vacher à tête brune, l'Oriole de Bullock et le Bruant à gorge noire présentent des valeurs faibles de $\delta^{15}\text{N}$.

Variations du mercure total chez les oiseaux

Les analyses de HgT ont démontré une grande variation au niveau des concentrations en mercure présentes dans le sang des différents oiseaux capturés sur les sites ($n=163$) soit de 11,9 à 9539,3 ng g⁻¹ (poids sec). La concentration en HgT pour l'ensemble des individus s'accroît avec une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ (Fig. 8 ; $n=163$, $r^2=0,37$; $p<0,0001$). On observe également un accroissement de HgT avec l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ lorsque l'on regroupe les individus par espèce (Fig. 9). Il est à noter que les Troglodytes des rochers (ROWR) et les Parulines à calotte noire (WIWA) présentent des valeurs de HgT élevées pour de faibles valeurs de $\delta^{15}\text{N}$.

Figure 7 -Valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ des échantillons sanguins prélevés sur différentes espèces d'oiseaux capturés sur les deux sites d'étude situés sur les rives de la rivière Truckee. Les lignes pointillées représentent les valeurs moyennes pour les insectes non prédateurs terrestres “T” (5,3 ‰) et les larves d'insectes aquatiques non prédatrices “A” (13,3 ‰).

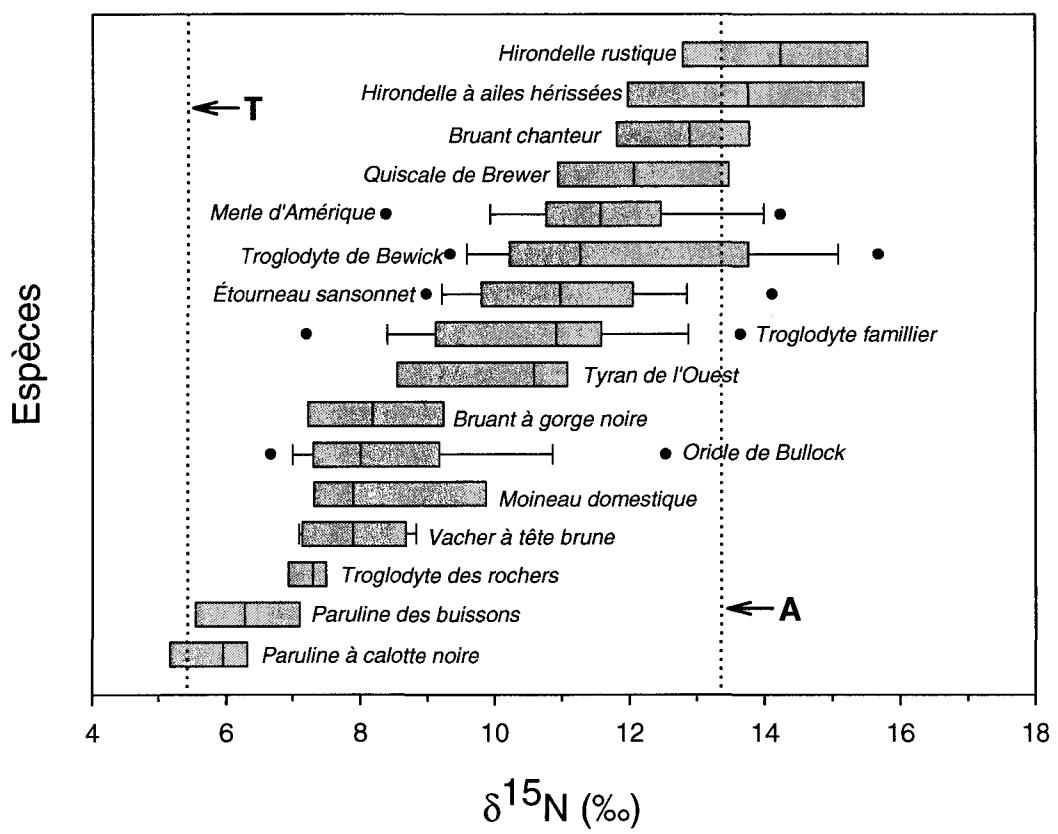


Figure 8 -Relation entre le HgT et le $\delta^{15}\text{N}$ mesurés dans le sang des oiseaux capturés aux deux sites d'étude le long de la rivière Truckee ($n=163$, $r^2=0,37$; $p<0,0001$).

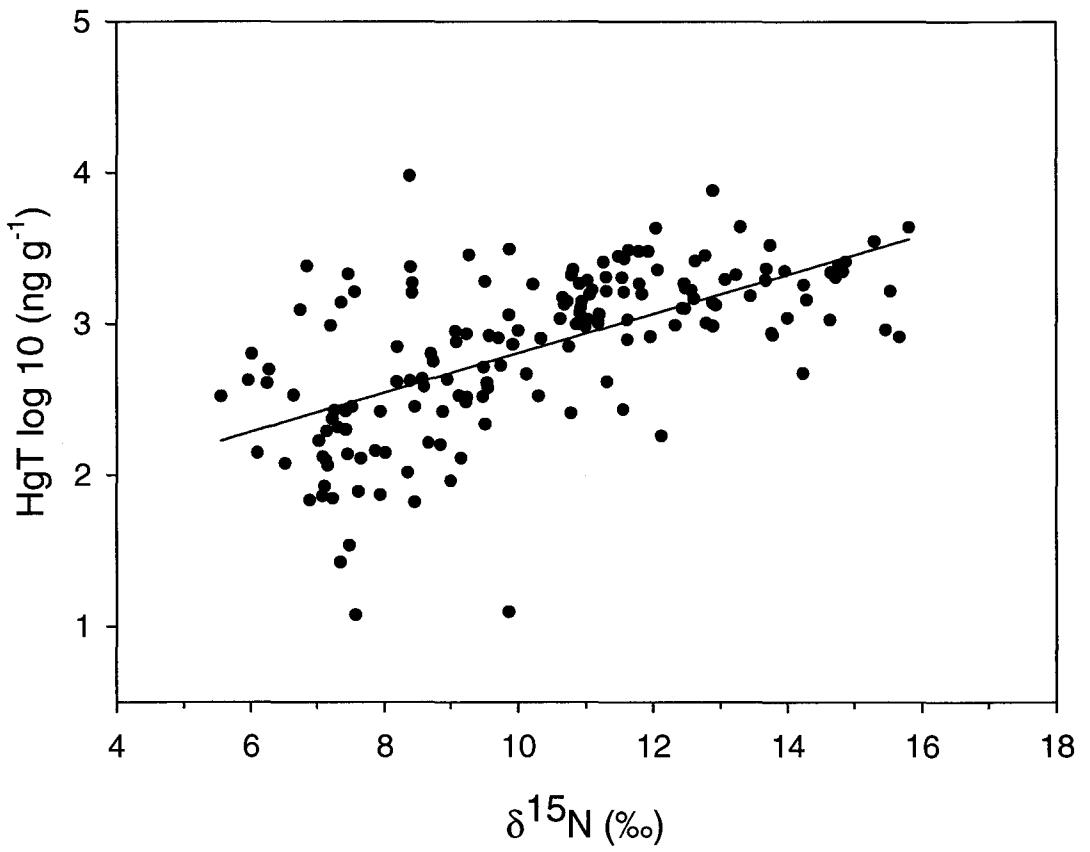
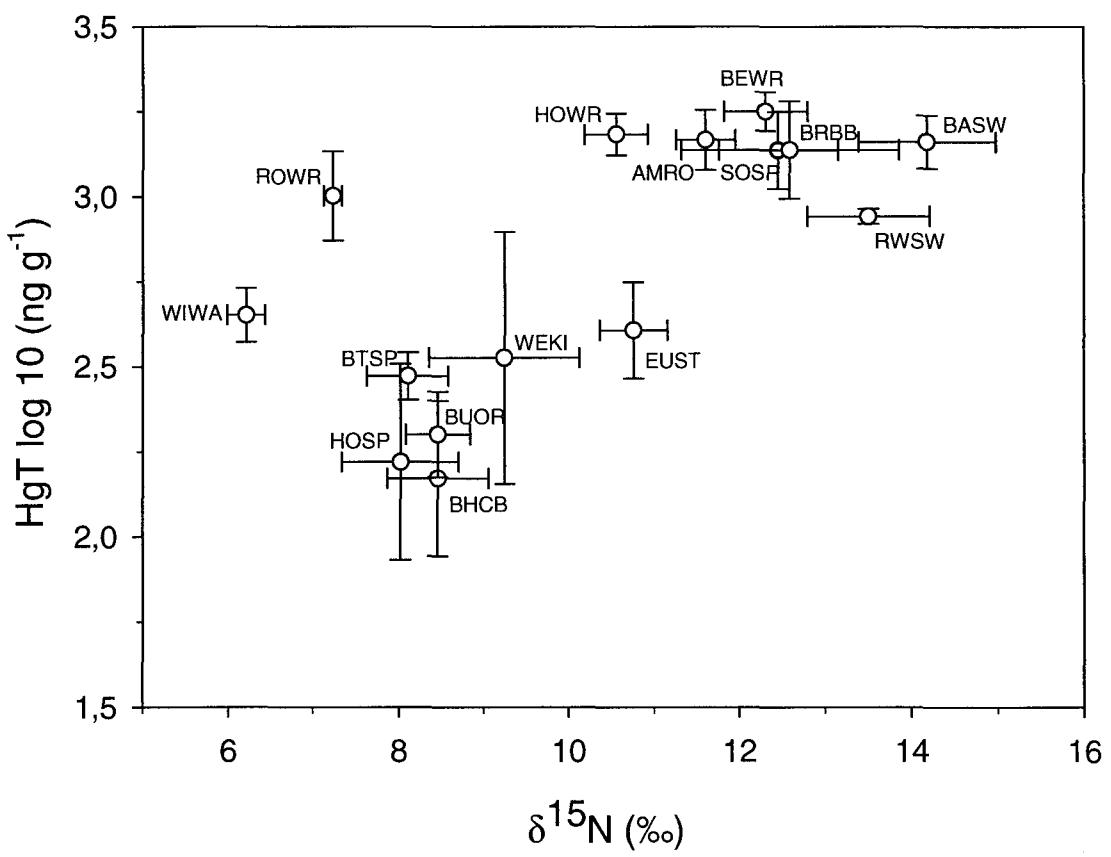


Figure 9 -Relation entre le HgT et le $\delta^{15}\text{N}$ d'échantillons sanguins provenant des diverses espèces d'oiseaux capturées sur les deux sites d'étude le long de la rivière Truckee et dont au moins 3 individus ont été analysés (n=157). AMRO= Merle d'Amérique, WIWA= Paruline à calotte noire, BHCB= Vacher à tête brune, BUOR= Oriole de Bullock, ROWR = Troglodyte des rochers, HOWR = Troglodyte familier, BEWR = Troglodyte de Bewick, HOSP = Moineau domestique, BTSP = Bruant à gorge noire, SOSP = Bruant chanteur, RWSW = Hirondelle à ailes hérissées, BASW = Hirondelle rustique, BRBB = Quiscale de Brewer, EUST = Étourneau sansonnet, WEKI = Tyran de l'Ouest.



La relation entre le $\delta^{15}\text{N}$ et le HgT est variable selon l'espèce comme le soulignent les données du tableau 3 qui présente les résultats de régressions linéaires simples pour chacune des espèces comportant plus de 10 individus pour lesquels le HgT et le $\delta^{15}\text{N}$ furent analysés. Les valeurs moyennes des concentrations de HgT et le nombre d'individus analysés pour chacune des espèces figurent à l'annexe 1.

Tableau 3 -Résultats de régressions linéaires simples du \log_{10} HgT en fonction du $\delta^{15}\text{N}$ pour les espèces dont le sang d'au moins 10 individus a été analysé pour ces deux variables ; « n » représente le nombre d'échantillons, « a » représente la pente et « b » représente l'ordonnée à l'origine.

Espèce	n	a	b	r ²	P
Merle d'Amérique	17	-0,094	4,26	0,14	0,139
Troglodyte de Bewick	19	0,101	2,00	0,76	<0,001
Troglodyte familier	25	0,095	2,18	0,33	0,003
Étourneau sansonnet	16	0,205	0,40	0,33	0,020
Oriole de Bullock	21	0,245	0,228	0,57	<0,001

Comparaison intersite chez les oiseaux

La comparaison entre les deux sites des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ retrouvées chez les individus d'une même espèce ($n > 6$ à chacun des sites) indique une différence significative dans le cas des deux espèces de troglodytes ($p = 0,026$ pour BEWR, $p = 0,000$ pour HOWR), mais non significative pour le Merle d'Amérique ($p = 0,116$ pour AMRO) (Fig. 10). Du côté du HgT, les comparaisons pour les trois mêmes espèces indiquent une différence significative seulement pour le Troglodyte de Bewick ($p = 0,028$) et des différences non significatives pour le Troglodyte familier et le Merle d'Amérique ($p > 0,05$) (Fig. 11). Toutefois, on observe une tendance à l'augmentation des valeurs pour le $\delta^{15}\text{N}$ et le HgT chez les individus capturés au Ranch Ferretto comparativement à ceux capturés au Ranch McCarran.

Figure 10 -Valeurs moyennes du $\delta^{15}\text{N}$ \pm écart-type pour les trois espèces capturées en nombres supérieurs à 6 aux deux sites d'étude. Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les deux sites pour une même espèce (test de t-Student, $p<0,05$).

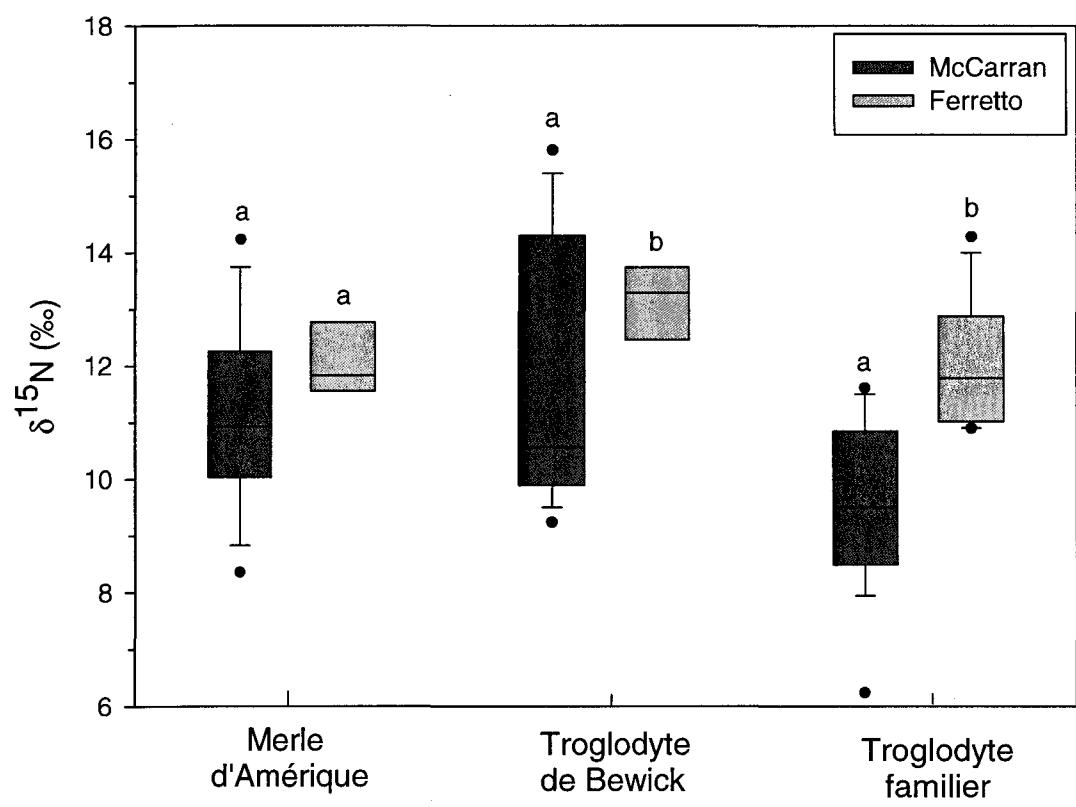
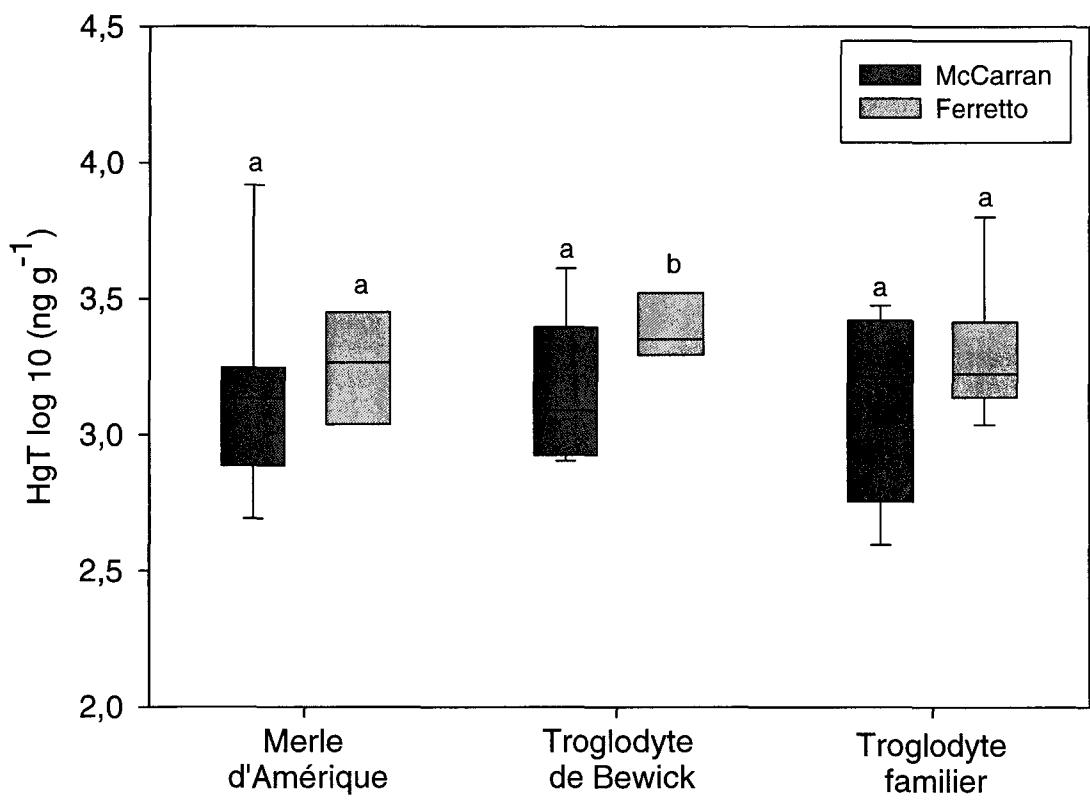


Figure 11 -Valeurs moyennes du HgT \pm écart-type pour les trois espèces capturées en nombres supérieurs à 6 aux deux sites d'étude. Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les deux sites pour une même espèce (test de t-Student, $p<0,05$).



Estimation du pourcentage du régime alimentaire dérivé du milieu aquatique

Afin d'estimer la contribution relative des proies d'origine aquatique dans l'alimentation des consommateurs, nous avons utilisé un modèle de mélange linéaire à deux sources.

$$\% \text{ aquatique} = (\delta^{15}\text{N}_{\text{consommateur}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{herb. ter.}} - fx) / (\delta^{15}\text{N}_{\text{herb. aqua.}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{herb. ter.}}) \times 100$$

Où f est l'enrichissement trophique moyen de l'isotope et x le niveau trophique du consommateur par rapport aux sources de nourritures utilisées dans le modèle.

Les lézards

Dans le cas des lézards (*Sceloporus occidentalis*), on leur a attribué le niveau trophique d'insectivore de premier ordre, soit un niveau au-dessus des insectes non-prédateurs et on a utilisé la valeur d'enrichissement trophique de 2,73 ‰ qui fut calculé pour les organismes qui excrètent leurs déchets azotés sous la forme d'acide urique (Vanderklift & Ponsard 2003). On obtient ainsi des valeurs allant de - 4,7 à 85,2 % pour l'estimation de la contribution d'origine aquatique chez les lézards. La proportion moyenne du régime alimentaire dérivée du milieu aquatique est estimée à $71,6 \% \pm 14,5$ pour les individus capturés entre 0 à 10 m de la rivière ($n=15$), à $45,4 \% \pm 16,4$ pour ceux de 10 à 100m ($n=12$) et à $17,7 \% \pm 14,2$ pour ceux capturés à plus de 100m ($n=14$).

Les oiseaux

Dans le cas des oiseaux, les estimations sont variables selon les espèces allant de -38,9 à 89,8 %. On a également attribué le niveau trophique d'insectivore de premier ordre aux oiseaux. Les valeurs de 1,7 et 3,6 d'enrichissement trophique ont été utilisées pour réaliser les estimés. Ces valeurs représentent les valeurs minimales et maximales d'enrichissement trophique pour l'azote obtenues dans le cadre d'une étude portant sur l'effet de la composition élémentaire du régime alimentaire sur la signature isotopique

chez une espèce de passereau omnivore (Pearson et al. 2003). Des valeurs négatives ont été calculées pour deux espèces en utilisant un enrichissement trophique de 1,7 et pour 6 espèces en utilisant un enrichissement de 3,6 %.

Tableau 4 -Estimation du pourcentage de l'azote assimilé provenant du milieu aquatique chez 15 espèces d'oiseaux en bordure de la rivière Truckee à partir d'un modèle de mélange à deux sources. Le modèle assume un niveau trophique d'insectivore de premier ordre, soit un niveau au-dessus des insectes non prédateurs et est calculé avec un enrichissement trophique de 1,7 et de 3,6 %; « n » représente le nombre d'échantillons et « ET » représente l'erreur type.

<i>Espèces</i>	(n)	Moyenne ± ET (1,7%)	Moyenne ± ET (3,6 %)
Hirondelle rustique <i>Hirundo rustica</i>	3	89,8 ±10,3	66,0 ±10,1
Hirondelle à ailes hérisées <i>Stelgidopteryx serripennis</i>	7	81,4 ± 9,2	57,6 ± 9,2
Bruant chanteur <i>Melospiza melodia</i>	7	68,1 ± 9,0	44,4 ± 9,0
Quiscale de Brewer <i>Euphagus cyanocephalus</i>	4	64,4 ± 8,8	40,6 ± 8,8
Troglodyte de Bewick <i>Thryomanes bewickii</i>	24	62,5 ± 5,8	38,8 ± 5,8
Merle d'Amérique <i>Turdus migratorius</i>	19	56,0 ± 4,6	32,3 ± 4,7
Étourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	26	50,5 ± 4,1	26,8 ± 4,1
Troglodyte famillier <i>Troglodites aedon</i>	28	44,0 ± 4,7	20,3 ± 4,9
Tyran de l'Ouest <i>Tyrannus verticalis</i>	5	37,0 ± 8,7	13,3 ± 8,8
Vacher à tête brune <i>Molothrus ater</i>	6	18,3 ± 7,9	-5,5 ± 8,2
Oriole de Bullock <i>Icterus Bullockii</i>	27	18,0 ± 4,7	-5,8 ± 5,1
Bruant à gorge noire <i>Amphispiza bilineata</i>	7	13,9 ± 6,6	-9,9 ± 6,9

<i>Espèces</i>	(n)	Moyenne ± ET (1,7‰)	Moyenne ± ET (3,6 ‰)
Troglodyte des rochers <i>Salpinctes obsoletus</i>	8	2,9 ± 3,4	-20,9 ± 4,1
Paruline des buissons <i>Oporornis tolmiei</i>	5	-8,6 ± 5,7	-32,4 ± 6,3
Paruline à calotte noire <i>Wilsonia pusilla</i>	5	-15,1 ± 5,2	-38,9 ± 5,9

Discussion

Variation isotopique à l'intérieur du bassin versant

Azote

En 1999, des larves d'éphémères récoltées en quatre endroits le long de la rivière Truckee suggéraient une tendance à l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ chez les insectes aquatiques avec une augmentation de la distance de la source (lac Tahoe). L'échantillonnage de 8 stations le long de la rivière en 2002 nous a permis de confirmer cette tendance et d'en préciser les variations spatiales (Fig. 2). Ces derniers résultats démontrent une très forte augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ dans les 30 premiers kilomètres qui n'avait pas été dénotée avec l'échantillonnage sommaire de 1999. Cette augmentation pourrait s'expliquer par la présence de la ville de Little Truckee qui rejette ses eaux usées à 20 km en aval du lac Tahoe. Les eaux usées sont reconnues pour augmenter les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ (Kendall 1998). Des valeurs élevées provenant du tributaire Martis Creek à 30 km du lac Tahoe (moyenne $\delta^{15}\text{N} = 14,9$; n=4) indiquent que ce tributaire pourrait également contribuer à augmenter le signal dans cette première portion de la rivière, mais n'expliquent pas les valeurs élevées de la station 2 qui provenaient de larves échantillonnées en amont de ce tributaire. Ensuite, les valeurs diminuent pour être augmentées une seconde fois juste après les villes de Reno et Sparks, soit à environ 85 kilomètres du lac Tahoe. Les villes de Reno et Sparks combinent une population d'environ 215 000 habitants et rejettent leurs eaux usées dans le tributaire Steamboat Creek. Ces rejets additionnés à l'agriculture

présente aux abords de Steamboat Creek expliquerait vraisemblablement la deuxième augmentation observée sur la figure 2. L'agriculture constitue le plus grand utilisateur d'eau de la rivière et une certaine quantité de l'eau utilisée regagne la rivière chargée en nutriments (Warwick et al. 2000). Les valeurs demeurent ensuite assez élevées pour diminuer légèrement à la dernière station. Ceci pourrait être relié à des recharges d'eau d'origine souterraine qui seraient moins chargées en nutriments. Ces recharges jouent un rôle plus important dans cette dernière portion de la rivière (Warwick et al. 2000).

Les larves d'insectes aquatiques présentaient des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ très élevées en certains endroits de la rivière ($>15\text{\textperthousand}$) comparativement aux valeurs rapportées pour d'autres systèmes aquatiques (Peterson & Fry 1987). Ces données suggèrent que la rivière serait fortement altérée. Ces augmentations du $\delta^{15}\text{N}$ peuvent être liées à un ensemble de facteurs tels que rejets d'eaux usées, le ruissellement agricole et le manque de végétation riveraine jouant un rôle important dans l'interception des nutriments dans leur périple gravitationnel vers la rivière (Sliva & Williams 2001). Les valeurs élevées des ratios isotopiques normalement associés aux rejets domestiques sont attribuables au niveau trophique élevé de l'humain ainsi qu'à des processus tels que la volatilisation et l'ammonification des déchets azotés qui contribueraient à augmenter le fractionnement responsable des valeurs élevées observées (Cabana & Rasmussen 1996).

Carbone

Dans le cas du $\delta^{13}\text{C}$, on observe une relation différente. La rivière Truckee semble concorder en partie avec le concept du continuum des rivières popularisé par Vannote et al. en 1980. À son origine, elle progresse dans un milieu forestier où la canopée est relativement importante et par conséquent la source énergétique du réseau trophique aquatique devrait provenir en bonne partie des débris végétaux terrestres qui se retrouvent dans le cours d'eau. Par la suite, le couvert forestier diminue rapidement à mesure que la rivière chemine vers le lac Pyramide.

La rivière Truckee dans sa partie inférieure est très eutrophe, elle draine un grand bassin versant et le couvert forestier y est presque inexistant. Ces conditions suggèrent une grande productivité primaire à la base du réseau trophique aquatique dans cette portion de la rivière. D'un point de vue isotopique, on s'attendrait à observer des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ fortement négatives dans les premières stations et observer ensuite une augmentation de ces valeurs à mesure que le carbone à la base du réseau trophique aquatique provient de la production primaire *in situ* du cours d'eau plutôt que de la décomposition de végétaux d'origine terrestres (Finlay 2001).

La légère diminution dans les trois premières stations suggère une augmentation de l'importance des débris végétaux terrestres comme source de carbone. Ensuite l'augmentation drastique observée (de -29,1‰ à -18,6‰ pour les consommateurs primaires) est probablement liée en partie à une augmentation de l'importance de la production *in situ* par les algues. Il est possible que d'autres processus physiologiques modifiant le fractionnement soient en cause dans le cas présent. Ensuite les valeurs redescendent, mais restent relativement élevées avec des moyennes de -23 à -24‰ chez les insectes non prédateurs.

Variations chez les consommateurs primaires terrestres et aquatiques aux deux sites d'étude

Ratios isotopiques

Si on regarde plus en détail les valeurs des ratios isotopiques aux deux principaux sites d'étude (Station 6 et 7), lorsque l'on compare les mêmes types de proies (aquatiques ou terrestres), on n'obtient pas de différences significatives entre les deux sites pour le carbone et l'azote ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$). La valeur moyenne du $\delta^{15}\text{N}$ observée pour les deux sites chez les insectes herbivores terrestres (5,3 ‰) est faible en comparaison de celle observée pour les larves d'insectes aquatiques non prédateurs (13,3‰). La valeur de (5,3‰) est toutefois relativement élevée en comparaison des valeurs retrouvées dans

d'autres systèmes terrestres (Peterson & Fry 1987), mais d'autres études ont observé des valeurs élevées en milieu désertique ou de prairies arides (Fry 1991). La présence de bétail sur les sites pendant le siècle dernier pourrait également avoir contribué à enrichir la signature isotopique en azote des plantes et des herbivores terrestres sachant que les fertilisants de nature animale engendrent des valeurs plus élevées de $\delta^{15}\text{N}$ chez les plantes (Hebert & Wassenaar 2001).

L'amplitude de la différence entre les deux sources de nourriture (aquatique et terrestre) est considérable dans le cas de l'azote avec 8 % d'écart. L'importance de cet écart influence grandement le pouvoir de discrimination lorsque l'on désire déterminer l'importance de deux sources dans le régime alimentaire d'un consommateur (Phillips & Gregg 2001). Puisque les valeurs pour le carbone sont peu distinctes entre les deux types de proies (2,3%) et que l'on observe un certain chevauchement, seul l'azote dans cette étude nous fournit un traceur clair et efficace pour discriminer les deux sources alternatives de nourriture présentes sur les sites d'étude.

Mercure total

Consommateurs primaires aquatiques

Le mercure présent dans la rivière Truckee proviendrait majoritairement de l'activité minière historique dans le bassin versant et le principal apport se ferait par l'entremise de Steamboat Creek, un tributaire qui se connecte à la rivière juste en aval de la ville de Reno (Blum et al. 2001). Le mercure présent dans l'eau et les sédiments peut intégrer le réseau trophique et s'accumuler dans les organismes aquatiques tels que les larves d'insectes aquatiques, poissons et autres organismes (Tremblay & Lucotte 1997; Mason et al. 2000). Les concentrations observées chez les larves d'insectes aquatiques dépendent de la biodisponibilité du mercure à la base du réseau trophique ainsi que du comportement alimentaire des organismes (Tremblay et al. 1996; Tremblay & Lucotte 1997). La biodisponibilité du mercure dépend des facteurs environnementaux du milieu (ex. température, pH, substance humique et la quantité de matière organique présente dans les sédiments). Ces facteurs varient entre les cours d'eau et les sections d'une même

rivière et modifient l'activité microbienne et le taux de méthylation (Mason et al. 2000; Power et al. 2002).

Les concentrations en Hg total retrouvées chez les larves d'insectes aquatiques non prédateurs sur les deux sites d'étude (moyenne = $124 \pm 43 \text{ ng g}^{-1}$ poids sec pour l'ensemble des échantillons) sont inférieures à celles retrouvées pour des contenus stomacaux, composés exclusivement d'insectes adultes et de larves, de bihoreaux (*Nycticorax nycticorax*) capturés sur la rivière Carson (voisine de la rivière Truckee) qui étaient de 170 à 340 ng g⁻¹ (poids humide) (Henny et al. 2002). Les valeurs de notre étude sont également inférieures aux concentrations retrouvées chez des larves provenant de réservoirs électriques au Québec (140 à 1500 ng g⁻¹ poids sec) (Tremblay et al. 1998). Elles sont également légèrement en dessous des quelques valeurs rapportées pour des insectes aquatiques provenant d'un lac contaminé par l'industrie minière en Californie (254-420 ng g⁻¹ poids sec) (Wolfe & Norman 1998). Les concentrations sont toutefois semblables à celles retrouvées pour des diptères émergeant d'un réservoir artificiel pendant les quelques années suivant sa création ($111 \pm 2.4 \text{ ng g}^{-1}$ poids sec de MeHg) (Gerrard & St. Louis 2001) ainsi qu'à celles retrouvées pour des larves d'éphémères du haut de la rivière Mississippi (41-134 ng g⁻¹ poids sec) où les sédiments sont contaminés par le mercure (Beauvais et al. 1995). Ces valeurs confirment qu'il y a contamination des insectes aquatiques dans cette portion de la rivière Truckee, mais les valeurs demeurent relativement faibles comparativement à certaines études mentionnées précédemment.

Les sédiments anaérobiques retrouvés dans les zones de faibles débits et les marais sont reconnus comme étant d'importants sites de méthylation (Blum et al. 2001). Le débit de la rivière était rapide dans les portions adjacentes aux sites d'étude échantillonnées. Il est donc possible que la portion de rivière à l'étude ne favorise pas autant que d'autres milieux la bioaccumulation du mercure dans le réseau trophique aquatique, ce qui expliquerait en partie les valeurs relativement faibles de mercure dans la présente étude. Ces données pourraient, pour cette raison, ne pas refléter adéquatement la charge en mercure inorganique de la rivière.

Consommateurs primaires terrestres

Les concentrations en HgT chez les insectes terrestres sont en moyenne moins élevées que chez les larves d'insectes aquatiques. Par contre, les valeurs élevées de quelques échantillons terrestres (jusqu'à 609 ng g⁻¹) suggèrent que des sources ponctuelles de contamination terrestre soient présentes. Ces valeurs pourraient découler du fait qu'à certains endroits sur le site d'étude du Ranch McCarran la rivière déborde sporadiquement. Ces débordements ont pour effet de créer de petites zones marécageuses ainsi que des méandres temporaires qui pourraient favoriser les dépôts de particules organiques chargées en mercure et fournir les conditions propices à la méthylation du mercure. Ceci aurait pour effet de rendre le mercure biodisponible, localement, pour les plantes et les insectes terrestres suite à l'assèchement de la zone inondée. Dans ce cas la contamination terrestre découlerait également du milieu aquatique, mais cette fois-ci par des processus différents de celui relié à la consommation de proies d'origine aquatique par les consommateurs terrestres.

Variations isotopiques des producteurs primaires

Il est reconnu que les valeurs du $\delta^{15}\text{N}$ des plantes peuvent varier grandement (-8‰ à 18‰) (Peterson & Fry 1987; Kendall 1998). Il était donc important d'avoir une idée des valeurs observées à la base du réseau trophique terrestre qui sont susceptibles d'influencer le reste du réseau trophique. Les analyses des producteurs primaires échantillonnés à trois distances de la rivière ne révèlent pas de différences significatives dans le cas du $\delta^{15}\text{N}$. Ces résultats viennent renforcer la prémissse selon laquelle les différences dans les ratios isotopiques observées chez les consommateurs terrestres ne seraient pas reliées à des différences retrouvées dans les ratios isotopiques à la base du réseau trophique terrestre, mais bien à la proportion de proies d'origine aquatique consommées ou encore à des différences de niveau trophique. Bien que les valeurs de

$\delta^{15}\text{N}$ des plantes recueillies à différentes distances ne soient pas statistiquement différentes (tab. 2), on observe tout de même une légère augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ avec une diminution de la distance de la rivière. Ceci pourrait contribuer légèrement aux signatures plus élevées retrouvées chez les consommateurs en bordure de la rivière. Cette tendance observée chez les producteurs primaires pourrait être attribuable à des variations au niveau du $\delta^{15}\text{N}$ du sol qui serait plus enrichi près de la rivière. De plus, les différences taxinomiques des plantes présentes et échantillonées aux différentes distances (voir annexe 3) pourraient être responsables en partie de la tendance observée.

*Variation spatiale chez les consommateurs secondaires : *Sceloporus occidentalis**

L'utilisation des isotopes stables a permis, dans certaines études, de mettre en évidence les liens trophiques existant entre les communautés d'insectes aquatiques des cours d'eau et les araignées en milieu riverain (Collier et al. 2002 ; Sanzone et al. 2003). Par contre, aucune étude n'a utilisé cette technique pour déterminer l'importance de cette connexion entre les cours d'eau et les consommateurs terrestres tels que les lézards et les oiseaux en milieu désertique. Certaines études utilisent des traceurs ajoutés au milieu aquatique pour obtenir un gradient important entre les deux milieux. Dans la présente étude, nous utilisons seulement l'abondance naturelle des isotopes retrouvée sur les sites d'étude.

Variation isotopique

Les lézards capturés sur le site du Ranch McCarran présentent une grande variation des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ et cette variation est étroitement liée à la distance de capture. La signature en azote comme indicateur de la dépendance au milieu aquatique semble démontrer une relation de décroissance semblable à celle retrouvée pour l'abondance d'insectes aquatiques en fonction de la distance de la rivière Eel au nord de

la Californie (Power & Rainey 2000). Le coefficient de décroissance du $\delta^{15}\text{N}$ en fonction de la distance pour les lézards de notre étude est de 0.013 m^{-1} comparativement à 0.010 m^{-1} et 0.016 m^{-1} pour des estimés de flux de biomasse d'insectes aquatiques réalisés au début de juin et à la mi-juillet le long de la rivière Eel. Si les lézards mangent les proies d'origine aquatique de façon opportuniste, ce qui n'implique aucune préférence alimentaire et qu'il n'y a pas de différences de niveau trophique entre les individus, ces résultats suggèrent des flux de biomasse d'origine aquatique en bordure de la rivière Truckee semblables à ceux estimés par Power et Rainey (2000) sur les rives de la rivière Eel en Californie.

Les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ provenant des queues de lézards reflètent probablement une intégration sur une plus grande période que dans le cas de tissus comme le sang. Les queues de lézards sont un amalgame de différents tissus. Les muscles et les os ont généralement des taux de renouvellement plus lents que le sang (Kelly 2000). Toutefois, à notre connaissance, aucune étude n'a calculé les taux de renouvellement pour ces tissus chez les lézards. Il est donc difficile d'établir un estimé du temps d'intégration de ces tissus. Comme les lézards sont moins mobiles que les oiseaux, leurs signatures isotopiques devraient, selon nous, refléter une alimentation réalisée sur une échelle spatiale relativement restreinte. Il semble que les individus de *Sceloporus occidentalis* maintiennent de façon générale des aires vitales aux mêmes endroits et de dimensions similaires chaque année (Sheldahl & Martins 2000). La moyenne des aires vitales selon une étude réalisée en Oregon serait de $118,6 \text{ m}^2$ (Sheldahl & Martins 2000). De plus, la saison semble avoir un effet minimal sur la grandeur de l'aire vitale (Davis & Ford 1983). Les individus capturés avaient des tailles allant de 53,9 à 96,4 mm (longueur museau-cloaque) excluant ainsi la présence de juvéniles qui ont normalement des tailles de 20,5 à 40,5 mm (Davis & Ford 1983). Nous avons réalisé une régression linéaire simple afin de vérifier si la longueur museau-cloaque variait avec la distance de capture des lézards. Cette analyse nous a révélé qu'il n'y avait pas de relation significative entre la taille des individus capturés et leur distance de capture ($n=42$, $r^2=0,013$: $P=0,466$). Une variation significative de la taille des lézards capturés en fonction de la distance de capture laisserait la possibilité que des différences du $\delta^{15}\text{N}$ observées chez les lézards soient en

partie reliées à leur capacité d'ingérer des proies de tailles différentes et donc possiblement de niveaux trophiques différents.

Mercure

L'analyse d'échantillons de queues de lézards semble être utile pour détecter les variations de contaminations par des métaux lourds tels le mercure comme le suggéraient Hopkins et al. (2001). Les concentrations de mercure observées dans les queues de lézards, tout comme les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$, décroissent avec une augmentation de la distance de capture de la rivière. Toutefois, le coefficient de décroissance est environ trois fois moins élevé que pour l'azote. Ceci pourrait être dû, en partie, à la présence de quelques proies présentant des taux élevés en HgT en milieu terrestre. Le temps d'intégration pourrait également être différent pour ces deux variables.

Ces deux observations de décroissance viennent appuyer l'hypothèse selon laquelle l'importance de la contribution aquatique dans le régime alimentaire décroît rapidement en fonction de la distance de la rivière chez les consommateurs peu mobiles tels que les lézards et mettent en relief le rôle potentiel de ce subside d'origine aquatique dans la contamination de ces organismes par le mercure. Dans le cas de la présente étude, une diminution de 1 % du $\delta^{15}\text{N}$ équivaut à une diminution d'environ 115 ng g⁻¹ de la concentration en HgT retrouvée dans les queues de lézards. Les deux variables ($\delta^{15}\text{N}$ et HgT) décroissent exponentiellement avec la distance de capture par rapport à la rivière tout comme la disponibilité des insectes aquatiques normalement retrouvés en bordure des cours d'eau (Kovats et al. 1996). L'absence de couvert végétal adéquat, l'étroitesse de la zone de végétation riveraine ainsi que la pente prononcée des rives à certains endroits peuvent avoir contribué à limiter la dispersion latérale des insectes aquatiques adultes qui sont sensibles à la dessiccation (Jackson & Resh 1989).

Variations interspécifiques du $\delta^{15}\text{N}$ chez les oiseaux

Pour les oiseaux capturés, on observe une grande variation du $\delta^{15}\text{N}$ entre les espèces et même entre les individus d'une même espèce (Fig. 7). Les valeurs les plus faibles sont observées dans le cas de la Paruline à calotte noire et de la Paruline des buissons. Ces faibles valeurs qui sont très près de la valeur moyenne calculée pour les consommateurs primaires terrestres pourraient être attribuables à des oiseaux encore en migration ou fraîchement arrivés sur les sites. Les vagues de migration étaient évidentes dans le cas de la Paruline à calotte noire lors des premières journées de capture alors qu'elles étaient anormalement abondantes et qu'elles n'étaient pratiquement pas présentes sur les sites d'étude pendant le reste de la période de capture. C'est toutefois moins évident dans le cas de la Paruline des buissons pour qui nous avons capturé peu d'individus. Les autres espèces semblaient avoir déjà complétés leurs migrations, mais la capture d'individus tardifs ne peut être complètement exclue pour l'ensemble des espèces échantillonnées. Les deux autres espèces présentant les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ les plus faibles, soit le Troglodyte des rochers et le Bruant à gorge noire furent capturés dans les hautes terres avoisinantes (>200 m de la rivière). Elles étaient les deux plus répandues en marge de la végétation riveraine et n'ont jamais été observées en bordure de la rivière. Ces oiseaux avaient visiblement très peu de chance de dépendre du milieu aquatique et représentent donc de bonnes références pour évaluer le $\delta^{15}\text{N}$ et la contamination en mercure du milieu terrestre adjacent au milieu riverain. Les Vachers à tête brune et les Moineaux domestiques présentent également des valeurs faibles en $\delta^{15}\text{N}$. La majorité des individus de ces deux espèces furent capturés au deuxième site (Ranch Ferretto). Ils furent capturés dans la bande riveraine, mais présentent des valeurs très enrichies pour le $\delta^{13}\text{C}$ se rapprochant de la signature des plantes C4 (-14 à -10 ‰) (O'Leary 1988). Ces données nous indiquent que ces deux espèces intégraient vraisemblablement une source de nourriture non échantillonnée sur le site. Certaines études ont mis en évidence avec l'analyse de contenus stomacaux que les Moineaux domestiques consommaient en grande majorité des grains de céréales et semblaient démontrer une préférence pour les grains de maïs (Gavett et Wakeley 1986) dans (Lowther & Cink 1992). De plus, en général 75 %

l'alimentation du Vacher à tête brune comprend des graines de plantes sauvages et des grains de récoltes incluant le maïs (Lowther 1993). Il est donc fort probable que ces deux espèces aient consommé des grains dédiés à l'alimentation des animaux présents sur les petites fermes environnantes.

Les espèces qui démontraient les valeurs les plus élevées de $\delta^{15}\text{N}$ étaient les deux espèces d'hirondelles, le Bruant chanteur et le Quiscale de Brewer. Les hirondelles sont reconnues pour se nourrir activement au dessus des plans d'eau et leur régime alimentaire est généralement composé de diptères (Chironomes) émergents (Gerrard & St. Louis 2001). Le Quiscale de Brewer est reconnu, de son côté, pour se nourrir de proies d'origine aquatique sur le rivage (Orians & Horn 1969). Tandis que le Bruant chanteur qui se reproduit souvent près des cours d'eau ou de milieux humides est considéré comme étant très opportuniste et peut fort probablement capitaliser sur une disponibilité accrue de proies d'origine aquatique. Les variations importantes du $\delta^{15}\text{N}$ retrouvées à l'intérieur des deux espèces de troglodytes (Troglodyte de Bewick et Troglodyte familier) semblent, de leur côté, démontrer que certains individus tirent davantage bénéfice du subside aquatique que leurs congénères. Ces deux espèces sont souvent retrouvées dans des habitats purement terrestres.

Comparaison intersite chez les oiseaux

Pour déterminer s'il existe des différences marquées au niveau du $\delta^{15}\text{N}$ et du HgT entre les deux sites chez les individus d'une même espèce, nous avons comparé les espèces qui avaient plus de 6 individus d'échantillonnés à chacun des deux sites, soit le Merle d'Amérique, le Troglodyte de Bewick et le Troglodyte familier. Les résultats indiquent un $\delta^{15}\text{N}$ moyen significativement plus élevé au Ranch Ferretto pour le Troglodyte familier et le Troglodyte de Bewick et des concentrations moyennes de HgT significativement plus élevées au Ranch Ferretto chez le Troglodyte de Bewick. Les valeurs en azote pour les insectes aquatiques et terrestres échantillonnés aux deux sites n'étaient pas significativement différentes. Les différences pourraient résulter d'une plus grande consommation d'insectes d'origine aquatique en raison d'émergences plus

importantes reliées à la date d'échantillonnage plus tardive au Ranch Ferretto. Elles pourraient également être attribuables à l'étroitesse de la bande forestière au deuxième site comparativement au Ranch McCarran faisant en sorte que les oiseaux capturés au Ranch Ferretto étaient tous capturés à l'intérieur de 50 m de la rivière, ce qui n'était pas le cas au ranch McCarran où certains oiseaux pouvaient être capturés jusqu'à 150 m dans la végétation riveraine. Les oiseaux confinés à une bande plus étroite de végétation au Ranch Ferretto pouvaient être en contact avec des proportions plus élevées de proies aquatiques disponibles. De plus, comme le $\delta^{15}\text{N}$ est un indicateur du niveau trophique, il n'est pas exclu que les oiseaux capturés au Ranch Ferretto intègrent plus d'arthropodes prédateurs (ex : araignées) dans leur régime alimentaire, se traduisant par un $\delta^{15}\text{N}$ plus élevé.

Estimation du % d'azote dérivé du milieu aquatique

Les isotopes stables couplés à des modèles de mélange linéaires ont été utilisés dans certaines études pour quantifier, par exemple, le transfert de carbone à partir d'un cours d'eau vers l'écosystème terrestre par le biais de la prédation exercée par les araignées sur les insectes aquatiques adultes. Ainsi Collier et al. (2002) ont calculé en bordure de deux cours d'eau de la Nouvelle-Zélande que les araignées tisseuses de toiles dérivaient en moyenne 61 % de leur carbone de la production secondaire aquatique contre 55 % pour les araignées non-tisseuses de toiles. Dans une autre étude utilisant l'addition de traceur ^{15}N pendant six semaines à un petit cours d'eau en milieu désertique, les estimés d'azote dérivé du milieu aquatique étaient de 39 % pour les araignées tisseuses de toiles et de 25 % pour les non-tisseuses de toiles (Sanzone et al. 2003). Dans notre étude nous avons utilisé l'abondance naturelle des isotopes d'azote pour tenter d'estimer la proportion de l'azote dérivée de la production secondaire de la rivière Truckee chez une espèce de lézard et 15 espèces d'oiseaux.

Les lézards (*Sceloporus occidentalis*)

Dans le cas des lézards, les valeurs calculées semblent réalistes avec des estimations allant de -4,7 à 85,2 % pour la contribution d'origine aquatique au régime alimentaire. Il est intéressant de noter que la moyenne estimée pour les individus capturés dans les 10 premiers mètres en bordure de la rivière nous donne comme résultat que ceux-ci dépendraient à 71,6 % du milieu aquatique pour se nourrir. Nous avons noté que la densité des individus était de beaucoup supérieure près de la rivière lorsque l'habitat était favorable (amoncellements de pierres, présence de rochers, végétation ou de débris ligneux) comparativement aux endroits favorables à plus de 10 mètres de la rivière. La seule valeur négative calculée dans le cas d'un individu capturé à plus de 200 mètres de la rivière (-4,7 %), pourrait être due à des valeurs légèrement plus faibles du $\delta^{15}\text{N}$ à la base du réseau trophique terrestre dans la région de sa capture comparativement à la moyenne calculée pour l'ensemble du site ou encore à la marge d'erreur du modèle qui est de $\pm 3,6 \text{‰}$ pour cet individu.

Ces valeurs demeurent toutefois à titre indicatif, car il est fort probable que ces lézards intègrent des insectes prédateurs à leur régime alimentaire. Les insectes prédateurs sont généralement plus abondants en bordure des cours d'eau (Hering & Plachter 1997; Henschel et al. 2001). De plus, l'enrichissement trophique peut être légèrement différent chez les lézards que la valeur moyenne utilisée de 2,73 pour les organismes qui utilisent l'acide urique comme déchets azotés (Vanderklift & Ponsard 2003). L'enrichissement trophique du $\delta^{15}\text{N}$ d'un consommateur par rapport à la nourriture utilisée, semble également varier selon les tissus analysés et la composition du régime alimentaire. Un consommateur présentant un ratio C : N élevé dans son régime alimentaire verra son enrichissement trophique augmenter de façon similaire aux organismes en état de jeûne (Vanderklift & Ponsard 2003). Toutefois, le ratio C : N dans notre étude étaient pratiquement identiques (proies aquatiques = 5,26 (n=23 , écart-type=0,85) et proies terrestres = 5,36 (n=45 , écart-type=1,58)).

Les oiseaux

Dans le cas des 15 espèces d'oiseaux, les estimations ont été réalisées à partir des valeurs d'enrichissement minimum et maximum calculées chez une espèce de paruline élevée en captivité (*Dendroica coronata*) (Pearson et al. 2003). L'intervalle ainsi calculé nous donne une plage d'estimations réalistes de la proportion d'insectes aquatiques incorporée au régime alimentaire. Ces estimations indiquent que la majorité des oiseaux en milieu riverain intègrent une proportion considérable de nourriture provenant du milieu aquatique. À l'exception des deux espèces de parulines pour lesquelles des valeurs négatives ont été calculées. Ces résultats renforcent ainsi l'hypothèse selon laquelle ils représentaient des individus de passage ou fraîchement arrivés et qui n'avaient pas eu le temps d'intégrer le signal local du $\delta^{15}\text{N}$. Les deux espèces capturées exclusivement dans les hautes terres à plus de 200 m de la rivière présentent aussi des valeurs se rapprochant de zéro allant de -20,9 à 13,9 % selon l'enrichissement trophique utilisé. Les orioles qui semblent intégrer qu'une très faible proportion de proies aquatiques (-5,8 à 18,0 %) sont reconnus pour incorporer des parties de plantes à leur régime alimentaire et sont les seuls oiseaux dans cette étude à se nourrir en partie dans la strate supérieure de la canopée (Rising & Williams 1999). Ceci pourrait suggérer que les insectes d'origine aquatique sont moins importants dans cette partie de la végétation.

Les Vachers à têtes brunes et les Moineaux domestiques ne sont pas considérés dans ces estimations parce qu'ils sont principalement granivores et que leur signature enrichie en carbone se rapprochant des plantes C4 nous indique qu'ils ont utilisé une source de nourriture non échantillonnée. Les estimations pour les Merles d'Amérique (*Turdus migratorius*) ont été calculées, mais ces derniers sont reconnus comme étant en grande partie vermicivores (Gauthier & Aubry 1995). Comme les vers n'ont pas été échantillonnés, il est impossible de déterminer l'influence de ces proies sur le $\delta^{15}\text{N}$ et la variation due à l'incorporation de proies d'origine aquatique s'il y a lieu.

Pour les autres espèces, les estimations vont de 13,3 % à 89,8 % selon l'espèce et le facteur d'enrichissement utilisé. Les hirondelles sont les espèces qui semblent tirer le plus profit du subside d'origine aquatique. Nakano & Murakami (2001) ont démontré que les insectes aquatiques provenant d'un petit cours d'eau fournissaient 25 % du budget énergétique annuel total de l'assemblage d'oiseaux en forêt riveraine. Dans la présente étude, la majorité des espèces insectivores associées au milieu riverain (les onze espèces suivantes : Oriole de Bullock, Troglodyte familier, Troglodyte de Bewick, Bruant chanteur, Hirondelle à ailes hérisssées, Hirondelle rustique, Quiscale de Brewer, Étourneau sansonnet, Paruline des buissons, Paruline jaune et le Tyran de l'Ouest) dépendraient en moyenne de 22,7 à 46,5 % de proies d'origine aquatique selon l'enrichissement trophique utilisé pendant la période d'étude. Les différences observées entre espèces seraient probablement dues en bonne partie au comportement alimentaire de chaque espèce incluant la technique et le substrat alimentaire (Murakami & Nakano 2001). Les valeurs, élevées pour les estimations de la contribution aquatique obtenues dans notre étude, pourraient être attribuables au milieu terrestre désertique moins productif que les forêts tempérées ainsi qu'à la présence de certaines espèces spécialisées dans l'utilisation de proies d'origine aquatique.

Variations du mercure total chez les oiseaux

La corrélation entre les valeurs de HgT et de $\delta^{15}\text{N}$ pour l'ensemble des oiseaux capturés et plus spécifiquement pour certaines espèces renforce l'hypothèse selon laquelle la majorité des oiseaux capturés capitalisent sur le subside d'origine aquatique et que celui-ci représente une source de contamination pour ces mêmes consommateurs. Ces résultats vont dans le sens d'une translocation significative de contaminants (mercure) du milieu aquatique vers le milieu terrestre par les insectes aquatiques émergents.

Les valeurs de HgT retrouvées dans le sang des oiseaux échantillonnés sur les sites d'étude étaient comparables aux valeurs retrouvées dans d'autres études (Thompson

& Dowding 1999; Bearhop et al. 2000). Thompson et Dowding (1999) avaient mesuré des valeurs maximales de 102.4 ng g⁻¹ poids humide chez l’Huîtrier pie sur un site d’hivernage relativement pollué en Nouvelle-Zélande. Les auteurs donnent une conversion équivalente à un facteur de (4) entre les taux de mercure en poids humide par rapport aux valeurs calculées en poids sec. Selon certains auteurs, l’avantage du sang sur d’autres tissus biologiques, est que la concentration de mercure dans le sang représente l’exposition sur une petite fenêtre temporelle, et ce, tout au long de l’année (Becker et al. 1993; Kahle & Becker 1999). La relation entre le δ¹⁵N et le HgT dans les échantillons de sang d’oiseau appuie cette hypothèse. Toutefois, il y a la possibilité que le taux de mercure mesuré dans le sang de l’oiseau soit affecté par son exposition au mercure dans le passé, par exemple, sur les aires d’hivernage. Comme la croissance des plumes constitue la principale voie d’excrétion du mercure chez les oiseaux (Braune 1987), les taux de mercure mesurés dans le sang devraient représenter l’exposition de l’oiseau suite à la dernière période de mue. Les concentrations en mercure observées étaient variables à l’intérieur d’une même espèce. Il est possible que des individus proviennent d’aires d’hivernage différents, qu’ils soient d’âge variable en plus de consommer des proportions différentes de proies d’origine aquatique dépendamment de l’emplacement de leur territoire de nidification ou encore de leur préférence alimentaire.

Très peu d’études ont regardé les dangers reliés à la toxicité du mercure sur les passereaux. Toutefois, des études réalisées sur des oiseaux marins et des canards suggèrent que les concentrations mesurées sont en dessous des concentrations létales, mais qu’elles pourraient engendrer des effets sublétaux (Boening 2000). Les comparaisons sont très limitées lorsque l’on compare des oiseaux aussi différents que des canards et des passereaux.

Peu d’études ont documenté les taux de mercure dans le sang et les organes internes d’oiseaux (Wayland et al. 2001). Wayland et al. (2001) ont documenté chez l’Eider à duvet des concentrations de mercure de 0,14-0,37 µg g⁻¹ poids sec dans le sang. Ils ont également vérifié la relation entre la concentration en mercure dans le sang et la charge en mercure total du foie. Ils ont obtenu des résultats différents pour chacune des deux années d’étude. Pour une charge de 3000 ng g⁻¹ dans le foie, on observait 280 et 190

ng g⁻¹ dans le sang pour les années 1997 et 1998 respectivement. Le pouvoir de prédiction était toutefois modéré pour les deux ans soit de 52 et 60 %. Si le rapport foie : sang en HgT était semblable chez les passereaux. Les résultats laissent supposer que l'on pourrait observer des concentrations très élevées dans le foie des oiseaux capturés sur les sites d'étude.

Henny et al. (2002) ont obtenu une relation de près de 1 : 1 pour la relation entre le HgT dans le sang et le méthylmercure dans le foie chez des oiseaux piscivores. La majeure partie du mercure que l'on retrouve dans le foie serait transformé sous la forme inorganique qui est beaucoup moins toxique. Par contre, ils ont observé des quantités importantes de Hg inorganique dans le foie des oiseaux présentant les quantités les plus importantes de HgT dans le foie. La déméthylation dans le foie fut rapportée dans plusieurs études, mais ces études portaient essentiellement sur des hérons, aigrettes, oiseaux de proie et des oiseaux marins (Henny et al. 2002). La présence d'un tel mécanisme chez les passereaux exposés à de fortes concentrations de mercure demeure inconnue.

La présence de forts taux de HgT chez des troglodytes des rochers qui, selon nos observations, étaient toujours à plus de 200 mètres de la rivière est pour le moins intrigante. Ces résultats soulèvent plusieurs points d'interrogation : Est-ce que ces oiseaux sont en contact avec des sources de contamination terrestres ? Est-ce que la contamination de ces oiseaux proviendrait plutôt des routes de migration et des aires d'hivernage ? Nous ne disposons malheureusement pas de données pertinentes pour répondre à ces interrogations.

Les concentrations de HgT retrouvées chez les insectes aquatiques ne sont peut-être pas aussi élevées que dans d'autres systèmes aquatiques, mais la grande importance de ces proies dans le régime alimentaire des consommateurs, comme le suggèrent nos résultats, pourrait augmenter de beaucoup l'exposition de ceux-ci. La charge totale en mercure des consommateurs pourrait ainsi être élevée comparativement à la charge de consommateurs riverains en milieu terrestre très productif côtoyant un milieu aquatique

plus fortement contaminé. Ces derniers intégreraient probablement une plus faible proportion d'insectes aquatiques dans leurs régimes alimentaires.

Principales conclusions:

En accord avec des études précédentes (Busby & Sealy 1978 ; Jackson & Fisher 1986; Gray 1993; Nakano & Murakami 2001 ; Sabo & Power 2002b) nous avons trouvé des évidences que les insectes aquatiques émergents constituaient une part importante du régime alimentaire des consommateurs riverains en milieu désertique. Certains de nos estimés suggèrent que la proportion d'insectes aquatiques dans l'alimentation de certains oiseaux et lézards pourrait atteindre près de 90 %. Nos résultats démontrent cependant qu'il existe une grande variation entre les espèces et même entre des individus d'une même espèce. De plus, la proportion de proies d'origine aquatique intégrée au régime alimentaire chez les lézards est très fortement liée à la distance de capture à partir de la rivière.

Nous avons également trouvé des évidences comme quoi les insectes émergents peuvent agir à titre de vecteur de translocation de Hg vers le réseau trophique terrestre. Cet apport peut être particulièrement significatif pour des communautés de consommateurs riverains en milieu désertique. Le ratio isotopique du $\delta^{15}\text{N}$ s'est avéré un bon indicateur de la charge en mercure de plusieurs espèces d'oiseaux riverains et de l'espèce de lézard à l'étude.

Références du chapitre II

- Bearhop S, Waldron S, Thompson D, Furness R (2000) Bioamplification of mercury in great skua *Catharacta skua* chicks: The influence of trophic status as determined by stable isotope signatures of blood and feathers. *Marine Pollution Bulletin* 40:181-185
- Beauvais SL, Wiener JG, Atchison GJ (1995) Cadmium and mercury in sediment and burrowing mayfly nymphs (*Hexagenia*) in the upper Mississippi River, USA. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28:178-183
- Becker PH, Furness RW, Henning D (1993) Mercury dynamics in young common tern (*Sterna hirundo*) chicks from a polluted environment. *Ecotoxicology* 2:33-40
- Blum M, Gustin MS, Swanson S, Donaldson SG (2001) Mercury in water and sediment of Steamboat Creek, Nevada: Implications for stream restoration. *Journal of the American Water Resources Association* 37:795-804
- Boening DW (2000) Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere* 40:1335-1351
- Bowles KC, Apte SC, Maher WA, Kawei M, Smith R (2001) Bioaccumulation and biomagnification of mercury in lake murray, papua new guinea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:888-897
- Braune BM (1987) Comparison of total mercury levels in relation to diet and molt for nine species of marine birds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 16:217-224
- Busby DG, Sealy SG (1978) Feeding ecology of a population of nestling yellow warblers. *Canadian Journal of Zoology* 57:1670-1681
- Cabana G, Rasmussen JB (1996) Comparison of aquatic food-chains using nitrogen isotopes. *Proceedings Of the National Academy Of Sciences Of the United States Of America* 93:10844-10847

Cabana G, Rasmussen JB (1994) Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372:255-257

Caicco SL (1998) Current status, structure, and plant species composition of the riparian vegetation of the truckee river, california and nevada. *Madrono* 45:17-30

Collier KJ, Bury S, Gibbs M (2002) A stable isotope study of linkages between stream and terrestrial food webs through spider predation. *Freshwater Biology* 47(9): 1651-1659

Cummins KW, Petersen RC, Howard FO, Wuycheck JC, Holt V I (1973) The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology*. 54(2): 336-345

Currie RS, Fairchild WL, Muir DCG (1997) Remobilization and export of cadmium from lake sediments by emerging insects. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:2333-2338

Custer TW, Pitelka FA (1978) Seasonal trends in summer diet of the Lapland Longspur near Barrow, Alaska. *The Condor* 80:295-301

Davis J, Ford RG (1983) Home Range in the Western Fence Lizard (*Sceloporus occidentalis*). *Copeia* 4:933-940

Desgranges J-L, Rodrigue J, Tardif B, Laperle M (1998) Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay Regions of Quebec. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 35:330-341

Finlay JC (2001) Stable-carbon-isotope ratios of river biota: Implications for energy flow in lotic food webs. *Ecology* 82:1052-1064

Fortin C, Beauchamp G, Dansereau M, Leriviere N, Belanger D (2001) Spatial variation in mercury concentrations in wild mink and river otter carcasses from the James Bay territory, Quebec, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40:121-127

Fry B (1991) Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology* 72:2293-2297

Gauthier J, Aubry Y (1995) Les oiseaux nicheurs du Québec : atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Montréal, Québec

Gerrard PM, St. Louis VL (2001) The effects of experimental reservoir creation on the bioaccumulation of methylmercury and reproductive success of tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *Environmental Science & Technology* 35:1329-1338

Gray LJ (1989) Emergence production and export of aquatic insects from a tallgrass prairie stream. *Southwestern Naturalist* 34:313-318

Gray LJ (1993) Response of insectivorous birds to emerging aquatic insects in riparian habitats of a tallgrass prairie stream. *American Midland Naturalist* 129:288-300

Grimm NB (1987) Nitrogen dynamics during succession in a desert stream. *Ecology* 68:1157-1170

Hebert CE, Wassenaar LI (2001) Stable nitrogen isotopes in waterfowl feathers reflect agricultural land use in western Canada. *Environmental Science & Technology* 35:3482-3487

Henny CJ, Hill EF, Hoffman DJ, Spalding MG, Grove RA (2002) Nineteenth century mercury: hazard to wading birds and cormorants of the Carson River, Nevada. *Ecotoxicology* 11(4), 213-231

Henschel JR, Mahsberg D, Stumpf H (2001) Allochthonous aquatic insects increase predation and decrease herbivory in river shore food webs. *Oikos* 93:429-438

Hering D, Plachter H (1997) Riparian ground beetles (Coleoptera, Carabidae) preying on aquatic invertebrates: A feeding strategy in alpine floodplains. *Oecologia* 111:261-270

Hopkins WA, Roe JH, Snodgrass JW, Jackson BP, Kling DE, Rowe CL, Congdon JD . Nondestructive indices of trace element exposure in squamate reptiles. Environmental Pollution 115(1), 1-7. 2001.

Jackson JK, Fisher SG (1986) Secondary production, emigration, and export of aquatic insects of a Sonoran Desert [USA] stream. Ecology 67:629-638

Jackson JK, Resh VH (1989) Distribution and abundance of adult aquatic insects in the forest adjacent to a northern California [USA] stream. Environmental Entomology 18:278-283

Kahle S, Becker PH (1999) Bird blood as bioindicator for mercury in the environment. Chemosphere 39:2451-2457

Kelly JF (2000) Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. Canadian Journal of Zoology 78:1-27

Kendall C (1998) Isotope Tracers in Catchment Hydrology. New York

Kovats ZE, Ciborowski JJH, Corkum LD (1996) Inland dispersal of adult aquatic insects. Freshwater Biology 36:265-276

Lefkovitch LP, Fahrig L (1985) Spatial characteristics of habitat patches and population survival. Ecological Modelling 30:297-308

Lowther PE (1993) Brown-headed Cowbird. The birds of North America

Lowther PE, Cink CL (1992) House sparrow. The birds of North America

Lynn S, Morrison ML, Kuenzi AJ, Neale JCC, Sacks BN, Hamlin R, Hall LS (1998) Bird use of riparian vegetation along the Truckee River, California and Nevada. Great Basin Naturalist 58:328-343

Mason CF, Macdonald SM (1982) The input of terrestrial invertabrates from tree canopies to a stream. Freshwater Biology 12:305-311

Mason RP, Laporte J-M, Andres S (2000) Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 38:283-297

Menzie CA (1980) Potential significance of insects in the removal of contaminants from aquatic systems. *Water, Air, and Soil Pollution* 13:473-479

Murakami M, Nakano S (2001) Species-specific foraging behavior of birds in a riparian forest. *Ecological Research* 16(5), 913-923

Naiman RJ, Decamps H (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:621-658

Nakano S, Miyasaka H, Kuhara N (1999) Terrestrial-aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology* 80:2435-2441

Nakano S, Murakami M (2001) Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:166-170

O'Leary M (1988) Carbon isotopes in photosynthesis. *BioScience* 38:328-336

O'Shea TJ, Everette AL, Ellison LE (2001) Cyclodiene insecticide, DDE, DDT, arsenic, and mercury contamination of big brown bats (*Eptesicus fuscus*) foraging at a Colorado Superfund site. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40:112-120

Orians GH, Horn HS (1969) Overlap in foods and foraging of four species of blackbirds in the potholes of central Washington. *Ecology* 50:930-938

Pearson SF, Levey DJ, Greenberg CH, Martinez del Rio C (2003) Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon isotopic signatures in an omnivorous songbird. *Oecologia* 135:516-523

Peterson BJ, Fry B (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293-320

Phillips DL, Gregg JW (2001) Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia* (Berlin) 127:171-179

Power M, Klein GM, Guiger KRRA, Kwan MKH (2002) Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *Journal of Applied Ecology* 39:819-830

Power ME, Rainey W.E. (2000) Food webs and ressource sheds: towards spatially delimiting trophic interactions.

Power ME (2001) Prey exchange between a stream and its forested watershed elevates predator densities in both habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:14-15

Pyles P (1997) Identification Guide to North American Birds. Slate Creek Press, Bolinas, CA

Quemerais B, Cossa D, Rondeau B, Pham TT, Gagnon P, Fortin B (1999) Sources and fluxes of mercury in the St. Lawrence River. *Environmental Science & Technology* 33:840-849

Racey PA (1998) The importance of the riparian environment as a habitat for british bats. Cambridge University Press ,

Raley CM, Anderson SH (1990) Availability and use of arthropod food resources by Wilson's warblers and Lincoln's sparrows in Southeastern Wyoming [USA]. *Condor* 92:141-150

Rhodes AL, Newton RM, Pufall A (2001) Influences of land use on water quality of a diverse New England watershed. *Environmental Science & Technology* 35:3640-3645

Rising JD, Williams PL (1999) Bullock's Oriole. *The Birds of North America*. No. 416

Sabo JL, Power ME (2002a) River-watershed exchange: Effects of riverine subsidies on riparian lizards and their terrestrial prey. *Ecology*. 83(7):1860-1869

Sabo JL, Power ME (2002b) River-watershed exchange: effects of riverine subsidies on riparian lizards and their terrestrial prey. *Ecology (Washington D C)* 83(7), 1860-1869

Sanzone DM, Meyer JL, Marti E, Gardiner EP, Tank JL, Grimm NB (2003) Carbon and Nitrogen transfer from a desert stream to riparian predator. *Oecologia* 134:238-250

Sheldahl LA, Martins EP (2000) The territorial behavior of the western fence lizard, *Sceloporus occidentalis*. *Herpetologica*. 56(4):469-479

Sliva L, Williams DD (2001) Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* 35:3462-3472

Thompson DR, Dowding JE (1999) Site-specific heavy metal concentrations in blood of South Island pied oystercatchers *Haematopus ostralegus finschi* from the Auckland region, New Zealand. *Marine Pollution Bulletin* 38:202-206

Tremblay A, Cloutier L, Lucotte M (1998) Total mercury and methylmercury fluxes via emerging insects in recently flooded hydroelectric reservoirs and a natural lake. *Science of the Total Environment* 219:209-221

Tremblay A, Lucotte M (1997) Accumulation of total mercury and methyl mercury in insect larvae of hydroelectric reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:832-841

Tremblay A, Lucotte M, Meili M, Cloutier L, Pichet P (1996) Total mercury and methylmercury contents of insects from Boreal Lakes: Ecological, Spatial and temporal patterns. *Water Quality Research Journal of Canada* 31:851-873

Vanderklift MA, Ponsard S (2003) Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* 136:169-182

Vannote R L, Minshall G W, Cummins K W, Sedell J R, Cushing C E (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*. 37(1): 130-137

Warwick JJ, Cockrum D, McKay A (2000) Modeling the impact of subsurface nutrient flux on water quality in the lower Truckee River, Nevada. Journal of the American Water Resources Association 35:837-851

Wayland M, Garcia-Fernandez AJ, Neugebauer E, Gilchrist HG (2001) Concentrations of cadmium, mercury and selenium in blood, liver and kidney of common eider ducks from the canadian arctic. Environmental Monitoring and Assessment 71:255-267

Wayland M, Trudeau S, Marchant T, Parker D, Hobson KA (1998) The effect of pulp and paper mill effluent on an insectivorous bird, the tree swallow. Ecotoxicology 7:237-251

Wayne DM, Warwick JJ, Lechler PJ, Gill GA, Lyons WB (1996) Mercury Contamination In the Carson River ; Nevada : a Preliminary-Study Of the Impact Of Mining Wastes. Water Air and Soil Pollution 92:391-408

Williams DD, Ambrose LG, Browning LN (1995) Trophic dynamics of two sympatric species of riparian spider (araneae: tetragnathidae). Canadian Journal of Zoology 73:1545-1553

Wolfe M, Norman D (1998) Effects of waterborne mercury on terrestrial wildlife at Clear Lake: Evaluation and testing of a predictive model. Environmental Toxicology & Chemistry 17(2): 214-227

ANNEXE 1

Valeurs moyennes \pm écart-type des concentrations de mercure total et des ratios isotopiques de l'azote et du carbone pour chaque espèce d'oiseaux capturés à chacun des deux sites d'étude.

Espèce	McCarran Ranch				Ferretto Ranch			
	n	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	HgT (ng g ⁻¹)	n	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	HgT (ng g ⁻¹)
Pic mineur <i>Picoides pubescens</i>	1	-24.6	8.2	701.7	-	-	-	-
Tyran de l'Ouest <i>Tyrannus verticalis</i>	3	-22.5 ±0.2	9.2 ±1.5	631.1 ± 751.7	2	-22.4 ±0.2	11.0 ±0.7	-
Piou de l'Ouest <i>Contopus sordidulus</i>	-	-	-	-	1	-23.1	11.8	-
Hirondelle à ailes hérisseées <i>Stelgidopteryx serripennis</i>	7	-21.9 ±0.9	13.5 ±1.9	881.54 ± 116.1	-	-	-	-
Hirondelle rustique <i>Hirundo rustica</i>	3	-22.8 ±0.1	14.2 ±1.4	1493.9 ± 424.5	-	-	-	-
Troglodyte familier <i>Troglodites aedon</i>	17	-23.6 ±0.7	9.6 ±1.4	1583.2 ± 979.9 (n=14)	11	-23.2 ±0.4	12.0 ±1.1	2335.6 ± 1853.9 (n=11)
Troglodyte de Bewick <i>Thryomanes bewickii</i>	17	-23.4 ±0.7	11.6 ±2.3	1768.8 ± 1185.9 (n=12)	7	-23.0 ±0.3	13.1 ±0.9	2586.47 ± 938.47
Troglodyte des canyons <i>Catherpes mexicanus</i>	1	-22.9	8.4	2376.9	-	-	-	-
Troglodyte de rochers <i>Salpinctes obsoletus</i>	8	-23.2 ±0.1	7.2 ±0.3	1288.5 ± 779.2	-	-	-	-
Merle d'Amérique <i>Turdus migratorius</i>	12	-23.1 ±0.5	11.1 ±1.5	2061.1 ± 2681.0 (n=10)	7	-23.3 ±0.4	12.1 ±1.0	2084.7 ± 1314.1
Étourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i>	26	-22.6 ±1.0	11.0 ±1.4	728.9 ± 721.8 (n=16)	-	-	-	-

Espèce	McCarran Ranch				Ferretto Ranch			
	n	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	HgT (ng g^{-1})	n	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	HgT (ng g^{-1})
Viréo mélodieux <i>Vireo gilvus</i>	1	-22.4	8.4	282.1	-	-	-	-
Paruline jaune <i>Dendroica petechia</i>	-	-	-	-	2	-22.8 \pm 0.1	13.6 \pm 1.7	1846 \pm 822.1
Paruline des buissons <i>Oporornis tolmieii</i>	5	-21.2 \pm 0.4	6.3 \pm 0.8	413.5 \pm 116.6 (n=2)	-	-	-	-
Paruline à calotte noire <i>Wilsonia pusilla</i>	5	-21.8 \pm 0.5	5.8 \pm 0.7	464.0 \pm 151.1 (n=3)	-	-	-	-
Bruant chanteur <i>Melospiza melodia</i>	7	-23.1 \pm 1.1	12.5 \pm 1.8	1629.5 \pm 915.3	-	-	-	-
Chevalier grivelé <i>Actitis macularia</i>	2	-21.7 \pm 2.2	11.2 \pm 0.7	2208.4 \pm 1226.5	-	-	-	-
Bruant à gorge noire <i>Amphispiza bilineata</i>	7	-22.0 \pm 0.7	8.1 \pm 1.3	318.4 \pm 122.6	-	-	-	-
Quiscale de Brewer <i>Euphagus cyanocephalus</i>	3	-19.5 \pm 1.6	12.6 \pm 1.3	1425.4 \pm 475.7	1	-21.3	10.8	-
Vacher à tête brune <i>Molothrus ater</i>	4	-14.8 \pm 1.1	8.1 \pm 1.1	151.6 \pm 172.6	2	-17.5 \pm 0.5	9.1 \pm 2.4	566.6 \pm 607.0
Oriole de Bullock <i>Icterus Bullockii</i>	24	-22.5 \pm 1.0	8.2 \pm 1.5	264.0 \pm 366.5 (n=18)	3	-23.6 \pm 0.4	10.6 \pm 0.7	1468.2 \pm 545.6
Moineau domestique <i>Passer domesticus</i>	1	-14.5	7.1	125.4	9	-17.2 \pm 1.4	8.0 \pm 0.7	204.31 \pm 157.4 (n=8)

ANNEXE 2

Valeurs moyennes ± écart-type des ratios isotopiques de l'azote et du carbone des larves d'insectes aquatiques échantillonnées à différentes stations le long de la rivière Truckee.

Truckee River	Insectes non-prédateurs	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Insectes prédateurs	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Station 1 (10 km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=3)	4,8 ± 0,2	-24,8 ± 0,1			
	Ephemeroptera <i>beatidae</i> (n=3)	5,8 ± 0,3	-23,8 ± 0,8			
	Ephemeroptera <i>ephemerellidae</i> (n=2)	4,2 ± 0,4	-26,5 ± 0,0	Plecoptera <i>perlodidae</i> (n=2)	5,9 ± 0,3	-22,8 ± 0,5
	Ephemeroptera <i>heptageniidae</i> (n=3)	4,3 ± 0,2	-27,2 ± 1,3	Megaloptera (n=1)	5,7	-23,3
	Moyenne	4,8 ± 0,7	-25,5 ± 1,6	Moyenne	5,8 ± 0,3	-23,0 ± 0,5
Station 2 (30 km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=3)	15,1 ± 0,4	-26,5 ± 0,3			
	Ephemeroptera <i>Beatidae</i> (n=1)	14,7	-26,2			
	Ephemeroptera <i>heptageniidae</i> (n=1)	24,5	-29,0	Plecoptera <i>perlodidae</i> (n=2)	14,8 ± 0,6	-25,1 ± 0,6
	Moyenne	16,9 ± 4,3	-27,0 ± 1,2	Moyenne	14,8 ± 0,6	-25,1 ± 0,6
Station 3 (38 Km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=2)	13,1 ± 0,0	-29,8 ± 0,3			
	Ephemeroptera <i>beatidae</i> (n=3)	17,6 ± 0,6	-28,6 ± 0,9			
	Ephemeroptera <i>heptageniidae</i> (n=1)	15,3	-29,4			
	Moyenne	15,8 ± 2,3	-29,1 ± 0,9			

Truckee River	Insectes non-prédateurs	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Insectes prédateurs	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Station 4 (60 km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=3)	11,1 ± 0,2	-23,8 ± 0,8			
	Ephemeroptera <i>beatidae</i> (n=2)	9,4 ± 0,4	-22,6 ± 0,5			
	Ephemeroptera <i>heptageniidae</i> (n=2)	10,6 ± 0,1	-25,0 ± 0,6			
	Diptera <i>simulidae</i> (n=2)	10,5 ± 0,5	-23,3 ± 0,3	Plecoptera <i>perlodidae</i> (n=1)	11,7	-22,9
	Moyenne	10,5 ± 0,7	-23,7 ± 1,0	Moyenne	11,7	-22,9
Station 5 (85 km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=3)	9,8 ± 0,3	-18,05 ± 0,1			
	Ephemeroptera <i>beatidae</i> (n=3)	10,3 ± 0,6	-18,2 ± 0,3			
	Ephemeroptera <i>ephemerellidae</i> (n=4)	9,7 ± 0,2	-18,7 ± 0,8			
	Ephemeroptera <i>heptageniidae</i> (n=1)	9,6	-22,9			
	Ephemeroptera <i>trycorhythidae</i> (n=2)	9,2 ± 0,4	-17,5 ± 0,7	Plecoptera <i>perlidae</i> (n=1)	11,42	-19,70
	Moyenne	9,8 ± 0,5	-18,6 ± 1,4	Moyenne	11,42	-19,70
Station 6 (102 km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=1)	15,2	-24,7			
	Ephemeroptera <i>beatidae</i> (n=3)	13,6 ± 0,2	-23,4 ± 0,6			
	Ephemeroptera <i>caenidae</i> (n=1)	13,3	-20,9			

Truckee River	Insectes non-prédateurs	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Insectes prédateurs	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Station 6 (suite)	Ephemeroptera <i>ephemerellidae</i> (n=3)	13,3 ± 0,3	-22,8 ± 1,5			
	Diptera <i>simulidae</i> (n=3)	11,9 ± 0,1	-23,9 ± 0,1			
	Diptera <i>chironomidae</i> (n=2)	12,8 ± 0,4	-24,0 ± 0,06			
	Lepidoptera <i>pyralidae</i> (n=1)	16,20	-22,53	Zygoptera <i>coenagrionidae</i> (n=1)	16,2	-23,4
	Moyenne	13,3 ± 1,2	-23,3 ± 1,1	Moyenne	16,2	-23,4
Station 7 (118 km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=2)	14,6 ± 0,2	-23,6 ± 0,2			
	Ephemeroptera <i>beatidae</i> (n=2)	12,7 ± 0,2	-25,7 ± 1,3			
	Diptera <i>simulidae</i> (n=2)	13,0 ± 0,4	-21,8 ± 0,1			
	Lepidoptera <i>pyralidae</i> (n=1)	12,6	-20,1	Zygoptera <i>coenagrionidae</i> (n=1)	15,2	-22,9
	Moyenne	13,3 ± 0,9	-23,2 ± 2,2	Moyenne	15,2	-22,9
Station 8 (145 km)	Trichoptera <i>hydropsychidae</i> (n=3)	12,6 ± 0,1	-24,7 ± 0,0			
	Ephemeroptera <i>beatidae</i> (n=2)	11,2 ± 0,4	-25,4 ± 0,4			
	Diptera <i>simulidae</i> (n=2)	11,5 ± 0,6	-23,0 ± 0,1			
	Diptera <i>chironomidae</i> (n=2)	12,2 ± 1,3	-23,2 ± 0,0			
	Moyenne	12,0 ± 0,8	-24,2 ± 1,0			

ANNEXE 3

3a. -Répartition de l'échantillonnage des producteurs primaires pour les trois distances échantillonnées (à partir de la rivière).

3b.-Valeurs des ratios isotopiques des différents échantillons des producteurs primaires analysés.

3a.

10 m (n=14)	50 m (n=12)	200 m (n=21)
<i>Artemisia tridentata</i> (5)	<i>Artemisia tridentata</i> (4)	<i>Artemisia tridentata</i> (6)
<i>Cardaria draba</i> (5)	<i>Cardaria draba</i> (4)	<i>Cardaria draba</i> (3)
Inconnues (4)	<i>Bromus tectorum</i> (1) Inconnues (3)	<i>Bromus tectorum</i> (4) <i>Populus deltoides</i> (2) Inconnues (6)

3b.

#	Date	Distance (m)	Espèce	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
5	18-05-02	10	<i>Artemisia tridentata</i>	6,49	-26,71
18	18-05-02	10	<i>Artemisia tridentata</i>	4,34	-24,44
53	23-05-02	10	<i>Artemisia tridentata</i>	3,94	-28,16
71	23-05-02	10	<i>Artemisia tridentata</i>	6,47	-27,66
81	19-05-02	10	<i>Artemisia tridentata</i>	3,76	-27,62
4	18-05-02	10	<i>Cardaria draba</i>	5,91	-24,30
30	23-05-02	10	<i>Cardaria draba</i>	3,05	-26,16
42	23-05-02	10	<i>Cardaria draba</i>	3,28	-25,04
82	19-05-02	10	<i>Cardaria draba</i>	8,30	-26,32
97	19-05-02	10	<i>Cardaria draba</i>	8,31	-25,16
6	18-05-02	10	Inconnu	6,16	-23,69
19	18-05-02	10	Inconnu	5,57	-22,38
83	19-05-02	10	Inconnu	4,43	-26,42
20	18-05-02	10	Inconnu	8,07	-15,42
10	18-05-02	50	<i>Artemisia tridentata</i>	3,19	-26,47
24	18-05-02	50	<i>Artemisia tridentata</i>	4,54	-24,80
75	23-05-02	50	<i>Artemisia tridentata</i>	4,46	-27,72
86	19-05-02	50	<i>Artemisia tridentata</i>	4,84	-26,49
9	18-05-02	50	<i>Bromus tectorum</i>	4,93	-25,98
44	23-05-02	50	<i>Cardaria draba</i>	4,43	-25,35
58	23-05-02	50	<i>Cardaria draba</i>	5,36	-26,82
77	23-05-02	50	<i>Cardaria draba</i>	8,55	-29,82
87	19-05-02	50	<i>Cardaria draba</i>	8,01	-26,72
60	23-05-02	50	Inconnu	2,24	-28,52
11	18-05-02	50	Inconnu	2,94	-25,53
76	23-05-02	50	Inconnu	2,01	-27,62
49	23-05-02	180	<i>Artemisia tridentata</i>	3,60	-25,74
38	23-05-02	180	<i>Cardaria draba</i>	5,67	-26,94
47	23-05-02	180	<i>Cardaria draba</i>	4,44	-24,94

#	Date	Distance (m)	Espèce	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
40	23-05-02	180	Inconnu	3,21	-26,56
39	23-05-02	180	<i>Populus deltoides</i>	6,66	-29,94
48	23-05-02	180	<i>Populus deltoides</i>	0,21	-28,76
15	18-05-02	200	<i>Artemisia tridentata</i>	-1,55	-26,70
27	18-05-02	200	<i>Artemisia tridentata</i>	0,07	-25,98
64	23-05-02	200	<i>Artemisia tridentata</i>	3,99	-25,11
92	19-05-02	200	<i>Artemisia tridentata</i>	5,55	-26,97
106	19-05-02	200	<i>Artemisia tridentata</i>	4,00	-28,17
16	18-05-02	200	<i>Bromus tectorum</i>	-1,26	-25,07
28	18-05-02	200	<i>Bromus tectorum</i>	2,27	-26,96
65	23-05-02	200	<i>Bromus tectorum</i>	4,59	-25,48
93	19-05-02	200	<i>Bromus tectorum</i>	7,21	-26,18
107	19-05-02	200	<i>Cardaria draba</i>	6,52	-28,22
17	18-05-02	200	Inconnu	2,12	-13,92
66	23-05-02	200	Inconnu	4,23	-27,34
94	19-05-02	200	Inconnu	7,25	-25,47
108	19-05-02	200	Inconnu	4,21	-26,01
67	23-05-02	200	Inconnu	6,36	-25,56

ANNEXE 4

Ratios isotopiques du carbone et de l'azote et concentrations de mercure retrouvé dans le sang des oiseaux capturés sur les sites d'étude ; Mc= Ranch McCarran, Fe= Ranch Ferretto, (AHY, ASY, SY)=adulte, HY= juvénile, U=indéterminé, F=femelle et M=mâle.

#	Espèce	Date	Distance	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Hg ug g ⁻¹ dw	Site	Sexe	Âge
137	<i>Picoides pubescens</i>	29-05-02	< 200 m	8,18	-24,61	0,70	Mc	F	AHY
20	<i>Tyrannus verticalis</i>	12-05-02	< 200 m	7,61	-22,30	0,08	Mc	F	ASY
41	<i>Tyrannus verticalis</i>	18-05-02	< 200 m	10,64	-22,74	1,49	Mc	M	AHY
110	<i>Tyrannus verticalis</i>	26-05-02	< 200 m	9,47	-22,35	0,33	Mc	F	U
25	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	15-05-02	< 200 m	12,33	-21,90	0,98	Mc	U	AHY
32	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	17-05-02	< 200 m	14,63	-22,80	1,06	Mc	M	AHY
33	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	17-05-02	< 200 m	15,66	-22,75	0,82	Mc	F	AHY
38	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	18-05-02	< 200 m	13,76	-21,85	0,87	Mc	F	AHY
39	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	18-05-02	< 200 m	15,46	-22,68	0,91	Mc	M	AHY
42	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	18-05-02	< 200 m	11,96	-21,02	0,82	Mc	F	AHY
46	<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	18-05-02	< 200 m	10,74	-20,39	0,71	Mc	M	U
36	<i>Hirundo rustica</i>	17-05-02	< 200 m	12,79	-22,64	1,01	Mc	F	AHY
83	<i>Hirundo rustica</i>	24-05-02	< 200 m	15,53	-22,89	1,65	Mc	M	AHY
85	<i>Hirundo rustica</i>	24-05-02	< 200 m	14,24	-22,87	1,82	Mc	M	AHY
74	<i>Troglodites aedon</i>	24-05-02	< 200 m	11,48	-22,87	2,80	Mc	M	SY
84	<i>Troglodites aedon</i>	24-05-02	< 200 m	11,61	-24,01	1,06	Mc	M	ASY
105	<i>Troglodites aedon</i>	26-05-02	< 200 m	9,06	-23,94	0,89	Mc	M	SY
106	<i>Troglodites aedon</i>	26-05-02	< 200 m	6,24	-21,68	0,40	Mc	M	AHY
107	<i>Troglodites aedon</i>	26-05-02	< 200 m	8,37	-24,01	0,42	Mc	M	SY
112	<i>Troglodites aedon</i>	26-05-02	< 200 m	9,50	-23,35	1,91	Mc	M	AHY
115	<i>Troglodites aedon</i>	27-05-02	< 200 m	11,29	-23,51	1,65	Mc	M	AHY
119	<i>Troglodites aedon</i>	27-05-02	< 200 m	8,39	-24,43	1,60	Mc	F	AHY
124	<i>Troglodites aedon</i>	28-05-02	< 200 m	8,69	-23,82	0,63	Mc	M	AHY
126	<i>Troglodites aedon</i>	28-05-02	< 200 m	9,27	-23,17	2,86	Mc	F	U
134	<i>Troglodites aedon</i>	29-05-02	< 200 m	9,87	-23,50	3,12	Mc	F	AHY
149	<i>Troglodites aedon</i>	01-06-02	< 200 m	8,40	-24,80	1,86	Mc	F	AHY
151	<i>Troglodites aedon</i>	01-06-02	< 200 m	8,58	-24,17	0,38	Mc	M	AHY
160	<i>Troglodites aedon</i>	02-06-02	< 200 m	11,25	-23,94	2,57	Mc	M	AHY
221	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	14,28	-23,20	1,44	Fe	U	AHY
222	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	11,78	-23,66	3,03	Fe	M	AHY
224	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	12,62	-23,44	2,61	Fe	U	AHY
227	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	12,06	-22,77	2,27	Fe	U	AHY
233	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	11,02	-23,34	1,07	Fe	U	HY
234	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	10,92	-23,29	1,40	Fe	U	HY
235	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	12,88	-22,53	7,60	Fe	F	AHY
237	<i>Troglodites aedon</i>	25-06-02	< 200 m	10,90	-23,24	1,18	Fe	U	HY
251	<i>Troglodites aedon</i>	27-06-02	< 200 m	12,87	-22,58	1,37	Fe	M	AHY
253	<i>Troglodites aedon</i>	27-06-02	< 200 m	11,08	-23,28	1,67	Fe	U	HY
261	<i>Troglodites aedon</i>	27-06-02	< 200 m	11,29	-23,65	2,04	Fe	U	HY
17	<i>Thryomanes bewickii</i>	12-05-02	< 200 m	10,98	-22,40	0,95	Mc	F	U
87	<i>Thryomanes bewickii</i>	24-05-02	< 200 m	10,21	-23,71	1,82	Mc	U	SY
135	<i>Thryomanes bewickii</i>	29-05-02	< 200 m	9,24	-24,02	0,86	Mc	M	AHY
138	<i>Thryomanes bewickii</i>	01-06-02	< 200 m	9,71	-24,51	0,81	Mc	M	AHY
162	<i>Thryomanes bewickii</i>	02-06-02	< 200 m	9,57	-24,45	0,84	Mc	M	AHY
164	<i>Thryomanes bewickii</i>	03-06-02	< 200 m	15,29	-23,12	3,52	Mc	F	AHY
172	<i>Thryomanes bewickii</i>	03-06-02	< 200 m	14,87	-23,07	2,58	Mc	F	AHY
174	<i>Thryomanes bewickii</i>	04-06-02	< 200 m	14,82	-23,03	2,22	Mc	F	SY

#	Espèce	Date	Distance	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Hg ug g ⁻¹ dw	Site	Sexe	Âge
175	<i>Thryomanes bewickii</i>	05-06-02	< 200 m	10,71	-22,79	1,40	Mc	M	AHY
185	<i>Thryomanes bewickii</i>	05-06-02	< 200 m	10,61	-23,08	1,08	Mc	U	HY
204	<i>Thryomanes bewickii</i>	05-06-02	< 200 m	15,81	-23,26	4,35	Mc	U	HY
211	<i>Thryomanes bewickii</i>	05-06-02	< 200 m	10,33	-23,17	0,80	Mc	U	HY
216	<i>Thryomanes bewickii</i>	22-06-02	< 200 m	13,67	-23,28	2,32	Fe	M	AHY
236	<i>Thryomanes bewickii</i>	25-06-02	< 200 m	13,29	-23,03	4,40	Fe	F	AHY
241	<i>Thryomanes bewickii</i>	26-06-02	< 200 m	13,95	-22,42	2,24	Fe	U	HY
242	<i>Thryomanes bewickii</i>	26-06-02	< 200 m	13,73	-22,91	3,32	Fe	M	AHY
243	<i>Thryomanes bewickii</i>	26-06-02	< 200 m	13,06	-23,37	1,96	Fe	U	HY
249	<i>Thryomanes bewickii</i>	26-06-02	< 200 m	12,45	-23,05	1,85	Fe	U	HY
254	<i>Thryomanes bewickii</i>	27-06-02	< 200 m	11,53	-22,62	2,02	Fe	U	HY
30	<i>Catherpes mexicanus</i>	16-05-02	> 200 m	8,37	-22,91	2,38	Mc	M	ASY
26	<i>Salpinctes obsoletus</i>	15-05-02	> 200 m	7,54	-23,23	1,63	Mc	M	ASY
27	<i>Salpinctes obsoletus</i>	15-05-02	> 200 m	7,20	-23,45	0,97	Mc	M	ASY
57	<i>Salpinctes obsoletus</i>	21-05-02	> 200 m	6,84	-23,10	2,41	Mc	M	ASY
71	<i>Salpinctes obsoletus</i>	22-05-02	> 200 m	7,45	-23,25	2,14	Mc	M	AHY
212	<i>Salpinctes obsoletus</i>	07-06-02	> 200 m	7,34	-23,04	1,38	Mc	U	U
213	<i>Salpinctes obsoletus</i>	07-06-02	> 200 m	6,74	-23,37	1,23	Mc	F	AHY
214	<i>Salpinctes obsoletus</i>	07-06-02	> 200 m	7,25	-23,08	0,27	Mc	U	AHY
215	<i>Salpinctes obsoletus</i>	07-06-02	> 200 m	7,51	-23,17	0,28	Mc	U	U
40	<i>Turdus migratorius</i>	18-05-02	< 200 m	12,46	-22,97	1,26	Mc	M	AHY
58	<i>Turdus migratorius</i>	22-05-02	< 200 m	12,60	-23,01	1,46	Mc	M	ASY
104	<i>Turdus migratorius</i>	26-05-02	< 200 m	11,62	-22,26	0,78	Mc	M	ASY
117	<i>Turdus migratorius</i>	27-05-02	< 200 m	8,36	-23,60	9,54	Mc	M	AHY
118	<i>Turdus migratorius</i>	27-05-02	< 200 m	10,00	-22,60	0,90	Mc	M	AHY
120	<i>Turdus migratorius</i>	27-05-02	< 200 m	14,23	-22,45	0,47	Mc	M	AHY
140	<i>Turdus migratorius</i>	01-06-02	< 200 m	9,92	-23,53	0,73	Mc	F	AHY
142	<i>Turdus migratorius</i>	01-06-02	< 200 m	11,55	-23,11	1,62	Mc	F	AHY
158	<i>Turdus migratorius</i>	02-06-02	< 200 m	10,80	-23,09	2,28	Mc	F	AHY
161	<i>Turdus migratorius</i>	02-06-02	< 200 m	11,04	-22,66	1,56	Mc	M	AHY
219	<i>Turdus migratorius</i>	22-06-02	< 200 m	12,76	-23,19	2,82	Fe	F	AHY
229	<i>Turdus migratorius</i>	25-06-02	< 200 m	12,04	-23,65	4,29	Fe	M	AHY
230	<i>Turdus migratorius</i>	25-06-02	< 200 m	10,89	-23,54	1,84	Fe	F	AHY
244	<i>Turdus migratorius</i>	26-06-02	< 200 m	13,99	-22,42	1,09	Fe	F	AHY
245	<i>Turdus migratorius</i>	26-06-02	< 200 m	11,56	-23,40	2,70	Fe	M	AHY
247	<i>Turdus migratorius</i>	26-06-02	< 200 m	11,83	-23,35	1,58	Fe	M	AHY
256	<i>Turdus migratorius</i>	27-06-02	< 200 m	11,55	-23,54	0,27	Fe	U	HY
55	<i>Sturnus vulgaris</i>	20-05-02	< 200 m	10,91	-23,23	1,29	Mc	F	AHY
75	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	9,51	-21,48	0,22	Mc	M	SY
78	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	9,75	-24,44	0,53	Mc	M	SY
79	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	9,86	-19,40	0,01	Mc	F	ASY
80	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	12,56	-23,05	1,67	Mc	F	ASY
81	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	11,31	-21,90	0,41	Mc	F	ASY
91	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	10,29	-21,48	0,33	Mc	M	U
97	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	12,12	-22,48	0,18	Mc	M	U
99	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	11,01	-22,82	1,94	Mc	M	SY
101	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	14,72	-23,06	2,04	Mc	U	U
102	<i>Sturnus vulgaris</i>	24-05-02	< 200 m	9,55	-22,23	0,38	Mc	M	SY
133	<i>Sturnus vulgaris</i>	29-05-02	< 200 m	10,77	-21,59	0,26	Mc	U	U

#	Espèce	Date	Distance	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Hg ug g ⁻¹ dw	Site	Sexe	Âge
194	<i>Sturnus vulgaris</i>	05-06-02	< 200 m	12,47	-23,26	1,72	Mc	U	HY
196	<i>Sturnus vulgaris</i>	05-06-02	< 200 m	8,87	-21,37	0,26	Mc	U	HY
201	<i>Sturnus vulgaris</i>	05-06-02	< 200 m	9,15	-23,59	0,13	Mc	U	HY
208	<i>Sturnus vulgaris</i>	05-06-02	< 200 m	9,22	-23,26	0,30	Mc	U	HY
100	<i>Vireo gilvus</i>	24-05-02	< 200 m	8,44	-22,41	0,28	Mc	U	U
257	<i>Dendroica petechia</i>	27-06-02	< 200 m	14,76	-22,76	2,43	Fe	F	ASY
258	<i>Dendroica petechia</i>	27-06-02	< 200 m	12,43	-22,84	1,27	Fe	M	SY
114	<i>Oporornis tolmiei</i>	27-05-02	< 200 m	6,27	-20,78	0,50	Mc	M	AHY
136	<i>Oporornis tolmiei</i>	29-05-02	< 200 m	5,55	-20,84	0,33	Mc	M	SY
129	<i>Wilsonia pusilla</i>	28-05-02	< 200 m	5,96	-21,14	0,42	Mc	M	SY
130	<i>Wilsonia pusilla</i>	28-05-02	< 200 m	6,01	-21,55	0,63	Mc	F	AHY
131	<i>Wilsonia pusilla</i>	28-05-02	< 200 m	6,64	-21,71	0,34	Mc	F	AHY
65	<i>Melospiza melodia</i>	22-05-02	< 200 m	8,94	-21,38	0,43	Mc	M	AHY
111	<i>Melospiza melodia</i>	26-05-02	< 200 m	11,79	-24,34	1,85	Mc	M	SY
123	<i>Melospiza melodia</i>	27-05-02	< 200 m	13,22	-22,81	2,11	Mc	F	U
155	<i>Melospiza melodia</i>	01-06-02	< 200 m	12,89	-23,15	0,97	Mc	M	ASY
157	<i>Melospiza melodia</i>	02-06-02	< 200 m	11,93	-24,43	3,02	Mc	M	ASY
159	<i>Melospiza melodia</i>	02-06-02	< 200 m	13,78	-22,96	0,84	Mc	F	ASY
173	<i>Melospiza melodia</i>	03-06-02	< 200 m	14,64	-22,64	2,19	Mc	M	AHY
47	<i>Actitis macularia</i>	18-05-02	< 200 m	10,67	-23,30	1,34	Mc	U	U
48	<i>Actitis macularia</i>	18-05-02	< 200 m	11,63	-20,14	3,08	Mc	U	U
24	<i>Amphispiza bilineata</i>	14-05-02	> 200 m	7,22	-21,39	0,23	Mc	M	ASY
28	<i>Amphispiza bilineata</i>	15-05-02	> 200 m	9,24	-21,18	0,33	Mc	M	AHY
29	<i>Amphispiza bilineata</i>	16-05-02	> 200 m	9,12	-23,12	0,33	Mc	M	ASY
31	<i>Amphispiza bilineata</i>	16-05-02	> 200 m	6,09	-22,15	0,14	Mc	M	ASY
50	<i>Amphispiza bilineata</i>	20-05-02	> 200 m	7,42	-22,53	0,26	Mc	M	ASY
72	<i>Amphispiza bilineata</i>	23-05-02	> 200 m	8,17	-21,44	0,41	Mc	M	AHY
73	<i>Amphispiza bilineata</i>	23-05-02	> 200 m	9,49	-22,12	0,52	Mc	M	AHY
165	<i>Euphagus cyanocephalus</i>	03-06-02	< 200 m	12,92	-19,72	1,33	Mc	F	AHY
166	<i>Euphagus cyanocephalus</i>	03-06-02	< 200 m	11,18	-17,79	1,01	Mc	M	U
168	<i>Euphagus cyanocephalus</i>	03-06-02	< 200 m	13,66	-20,85	1,94	Mc	F	AHY
18	<i>Molothrus ater</i>	12-05-02	< 200 m	7,34	-13,28	0,03	Mc	F	SY
19	<i>Molothrus ater</i>	12-05-02	< 200 m	7,23	-15,78	0,07	Mc	F	U
56	<i>Molothrus ater</i>	20-05-02	< 200 m	9,54	-15,20	0,41	Mc	F	ASY
156	<i>Molothrus ater</i>	02-06-02	< 200 m	8,33	-15,08	0,10	Mc	M	AHY
218	<i>Molothrus ater</i>	22-06-02	< 200 m	10,85	-17,18	1,00	Fe	F	SY
226	<i>Molothrus ater</i>	25-06-02	< 200 m	7,44	-17,89	0,14	Fe	M	ASY
22	<i>Icterus Bullockii</i>	14-05-02	< 200 m	7,56	-19,77	0,01	Mc	M	SY
23	<i>Icterus Bullockii</i>	14-05-02	< 200 m	6,89	-22,51	0,07	Mc	M	ASY
35	<i>Icterus Bullockii</i>	17-05-02	< 200 m	8,56	-23,03	0,43	Mc	M	ASY
59,1	<i>Icterus Bullockii</i>	22-05-02	< 200 m	8,99	-22,22	0,09	Mc	F	AHY
59,2	<i>Icterus Bullockii</i>	22-05-02	< 200 m	7,15	-22,74	0,12	Mc	U	U
61	<i>Icterus Bullockii</i>	22-05-02	< 200 m	9,08	-22,49	0,76	Mc	M	ASY
88	<i>Icterus Bullockii</i>	24-05-02	< 200 m	7,48	-20,90	0,03	Mc	M	SY
109	<i>Icterus Bullockii</i>	26-05-02	< 200 m	7,30	-23,16	0,21	Mc	M	ASY
116	<i>Icterus Bullockii</i>	27-05-02	< 200 m	7,08	-22,55	0,13	Mc	F	AHY
122	<i>Icterus Bullockii</i>	27-05-02	< 200 m	10,12	-22,50	0,46	Mc	M	SY
143	<i>Icterus Bullockii</i>	01-06-02	< 200 m	8,44	-22,04	0,07	Mc	F	SY
144	<i>Icterus Bullockii</i>	01-06-02	< 200 m	6,51	-24,65	0,12	Mc	M	ASY

#	<i>Espèce</i>	Date	Distance	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Hg ug g ⁻¹ dw	Site	Sexe	Âge
146	<i>Icterus Bullockii</i>	01-06-02	< 200 m	7,64	-23,72	0,13	Mc	M	AHY
147	<i>Icterus Bullockii</i>	01-06-02	< 200 m	8,00	-22,66	0,14	Mc	M	AHY
148	<i>Icterus Bullockii</i>	01-06-02	< 200 m	7,02	-23,03	0,17	Mc	U	AHY
150	<i>Icterus Bullockii</i>	01-06-02	< 200 m	7,42	-23,29	0,20	Mc	M	AHY
170	<i>Icterus Bullockii</i>	03-06-02	< 200 m	13,44	-22,90	1,53	Mc	F	AHY
171	<i>Icterus Bullockii</i>	03-06-02	< 200 m	7,11	-21,71	0,08	Mc	M	SY
217	<i>Icterus Bullockii</i>	22-06-02	< 200 m	11,19	-23,23	1,16	Fe	M	ASY
223	<i>Icterus Bullockii</i>	25-06-02	< 200 m	10,77	-23,90	2,10	Fe	M	ASY
225	<i>Icterus Bullockii</i>	25-06-02	< 200 m	9,86	-23,72	1,15	Fe	F	AHY
167	<i>Passer domesticus</i>	03-06-02	< 200 m	7,12	-14,49	0,13	Mc	M	U
231	<i>Passer domesticus</i>	25-06-02	< 200 m	7,93	-15,93	0,26	Fe	M	AHY
232	<i>Passer domesticus</i>	25-06-02	< 200 m	7,93	-16,42	0,07	Fe	M	AHY
240	<i>Passer domesticus</i>	25-06-02	< 200 m	8,73	-18,08	0,56	Fe	F	AHY
246	<i>Passer domesticus</i>	26-06-02	< 200 m	7,14	-15,82	0,19	Fe	M	AHY
252	<i>Passer domesticus</i>	27-06-02	< 200 m	8,83	-19,68	0,16	Fe	F	AHY
255	<i>Passer domesticus</i>	27-06-02	< 200 m	7,08	-16,45	0,07	Fe	M	AHY
259	<i>Passer domesticus</i>	27-06-02	< 200 m	8,65	-18,19	0,16	Fe	F	AHY
263	<i>Passer domesticus</i>	27-06-02	< 200 m	7,85	-15,97	0,14	Fe	F	AHY

ANNEXE 5

Ratios isotopiques (carbone et azote) et concentrations de mercure total retrouvé dans la queue des lézards capturés à différentes distance de la rivière Truckee sur le site d'étude (Ranch McCarran) ; SVL=longueur museau-cloaque, M=mâle, F=femelle et U=indéterminé.

#	<i>Espèce</i>	Date	Site	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Hg Total $\mu\text{g g}^{-1}$	sexe	SVL (mm)	Poids (g)	Distance (m)
ABB	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-12	Mc	11,24	-22,22	1,10	M	80,90	19,50	25
AR/R	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-10	Mc	13,14	-22,00	-	M	81,10	21,00	60
MR/R	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-10	Mc	10,64	-22,62	0,72	M	74,20	17,00	25
QR/R	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-11	Mc	12,14	-22,98	0,60	U	53,90	7,50	25
QRR	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-11	Mc	11,42	-21,40	0,52	M	74,00	17,00	100
S02	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-12	Mc	11,57	-22,12	0,78	M	81,10	18,00	90
S03	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-12	Mc	12,42	-22,21	-	M	75,80	17,00	70
S06	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-14	Mc	13,60	-21,91	1,55	M	81,10	23,50	70
S10	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-15	Mc	9,68	-21,89	0,22	M	78,40	16,00	290
S11	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-15	Mc	11,21	-22,26	0,37	M	73,20	16,50	320
S13	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-16	Mc	8,85	-23,02	0,17	M	75,50	17,00	380
S17	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-17	Mc	14,68	-22,62	0,92	U	68,90	13,50	2
S18	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-17	Mc	13,26	-22,78	0,59	U	78,40	17,00	15
S19	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-17	Mc	13,88	-22,62	-	M	79,20	20,00	2
S21	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-17	Mc	14,89	-21,96	-	U	85,10	24,50	2
S22	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-17	Mc	14,30	-22,54	0,99	U	82,00	22,50	2
S23	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-19	Mc	13,59	-22,31	-	F	84,60	22,00	2
S25	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-19	Mc	8,96	-21,20	0,41	M	76,00	16,00	128
S26	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-19	Mc	10,12	-21,39	-	F	78,35	21,00	115
S27	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-22	Mc	10,09	-21,99	-	U	74,80	15,50	266
S28	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-22	Mc	8,72	-21,11	0,37	U	82,00	19,50	266
S30	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-23	Mc	9,37	-20,24	0,27	M	76,30	17,50	480
S31	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-23	Mc	10,14	-20,60	-	F	76,70	20,50	480
S33	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-26	Mc	9,13	-23,24	0,54	M	76,20	15,00	90
S34	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-26	Mc	10,95	-21,73	1,40	F	84,40	22,00	5
S35	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-26	Mc	11,76	-21,01	0,27	M	96,40	35,00	1
S36	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-26	Mc	14,38	-21,67	1,05	M	75,90	19,00	2
S37	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-26	Mc	13,75	-21,37	0,76	F	82,70	21,50	2
S39	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-28	Mc	14,82	-21,51	1,23	M	75,00	18,50	2
S41	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-28	Mc	13,96	-22,57	1,44	F	83,40	22,00	2

#	Espèce	Date	Site	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	Hg Total $\mu\text{g g}^{-1}$	sex	SVL (mm)	Poids (g)	Distance (m)
S42	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-28	Mc	14,52	-22,76	-	M	56,90	7,00	2
S43	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-31	Mc	11,05	-23,03	0,33	M	77,00	16,50	90
S44	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-31	Mc	11,92	-22,05	1,00	M	83,30	19,00	-
S45	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-31	Mc	13,34	-22,29	1,06	M	70,70	11,00	10
S46	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-31	Mc	14,38	-22,74	-	F	68,70	12,00	3
S47	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-31	Mc	14,46	-22,36	0,81	M	70,00	12,50	6
S49	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-05-31	Mc	12,28	-20,72	1,40	M	77,50	15,50	20
S53	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-06-03	Mc	7,97	-19,35	0,43	M	72,00	11,00	155
S54	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-06-03	Mc	10,84	-22,53	0,97	F	61,60	8,50	135
S61	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-06-07	Mc	10,14	-21,64	-	F	74,90	14	560
S64	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-06-07	Mc	8,61	-22,16	-	F	78,70	11,5	420
S65	<i>Sceloporus occidentalis</i>	2002-06-07	Mc	8,73	-22,48	-	F	66,10	9,5	410

ANNEXE 6

Ratios isotopiques (carbone et azote) et concentrations de mercure total retrouvé dans les insectes échantillonnés sur les sites d'étude ; Mc= Ranch McCarran, Fe= Ranch Ferretto, T=consommateur *primaire terrestre*, T(C)=consommateur *secondaire terrestre* et A=insectes aquatique.

#	Type	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	HgT (ng g ⁻¹)	Dist. (m)	Ordre	Famille
PT5_T4G9	T	3,19	-26,25	15,33	25	Lepidoptera	-
PT6_T4G10	T	3,21	-26,00	1,35	25	Lepidoptera	-
PT7_T4G11	T	3,84	-25,31	16,1	50	Lepidoptera	-
PT8_T4G12	T	4,50	-27,23	9,49	180	Lepidoptera	-
PT11_T4H3	T	4,17	-25,89	12,7	50	Lepidoptera	-
PT12_T6A8	T	5,28	-25,15	139,16	0	coleoptera	Curculionide
PT13_T6A9	T	5,66	-25,37	177,62	10	coleoptera	Curculionide
PT14_T6A10	T	5,19	-25,68	-	10	coleoptera	Curculionide
PT15_T6A11	T	6,34	-24,91	-	50	Isopodes	porcellioniodae
PT16aT6A12	T	6,18	-25,06	-	100	Coleoptera	Buprestidae
PT16bT6B1	T	4,85	-26,35	-	?	Coleoptera	Curculionide
PT17_T6B2	T	7,41	-26,03	75,9	25	Lepidoptera	-
PT18_T6B3	T	7,41	-26,23	-	25	Lepidoptera	-
PT19_T6B4	T	6,03	-24,75	-	100	Coleoptera	Curculionidae
PT20_T6B5	T	5,79	-18,66	9,95	170	Coleoptera	Buprestidae
PT21_T6B6	T	4,97	-25,05	-	0	Coleoptera	Curculionidae
PT22_T6B7	T	5,53	-25,57	-	25	Coleoptera	Curculionidae
PT23_T6B8	T	6,09	-25,41	107,51	50	Coleoptera	Curculionidae
PT24_T6B9	T	6,78	-24,54	608,87	100	Orthoptera	Gryllacrididae
PT25_T6B10	T	3,63	-26,31	13,82	0	Coleoptera	Curculionidae
PT27_T6B11	T	9,82	-22,86	-	100	Isopodes	-
SW2_T6C1	T	7,37	-26,22	-	25	Hemiptera	-
SW3_T6C2	T	6,56	-26,01	17,09	25	Homoptera	-
SW4_T6C3	T	5,76	-27,28	-	0	Hemiptera	-
SW5_T6C5	T	5,76	-26,48	31,04	25	Homoptera	-
SW6_T6C6	T	4,41	-24,96	-	25	Homoptera	cicadelidae
SW8_T6C8	T	7,08	-26,89	-	50	Homoptera	aphid
SW9_T6C9	T	6,74	-27,03	-	100	Homoptera	aphid
SW10_T6C10	T	6,42	-27,22	11,84	100	Homoptera	aphid
SW11_T6C11	T	6,83	-27,66	-	100	Homoptera	cicadelidae
SW14_T6D2	T	4,21	-26,04	-	0	Homoptera	cicadelidae
SW15_T6D3	T	5,71	-25,31	-	0	Homoptera	aphid
SW17_T6D5	T	3,31	-22,84	-	100	coleoptera	Curculionidae
SW18_T6D6	T	3,56	-23,45	-	200	coleoptera	Curculionidae
SW19_T6E9	T	2,09	-22,58	-	75	Homoptera	cicadelidae
SW20_T6E10	T	3,51	-24,28	-	75	orthoptera	acrididae
SW21_T6E11	T	1,64	-24,65	-	75	Homoptera	aphid
SW22_T6E12	T	2,90	-24,67	-	15	Homoptera	cicadelidae
SW24_T6F1	T	7,58	-27,01	-	15	lepidoptera	-
SW25_T6F2	T	6,02	-24,54	12,98	15	orthoptera	acrididae
SW26_T6F3	T	5,07	-27,95	8,89	15	Homoptera	cicadelidae
SW29_T6F6	T	7,38	-27,81	7,28	50	lepidoptera	-
SW30_T6F7	T	4,46	-26,05	-	50	Homoptera	cicadelidae
SW31_T6F8	T	3,80	-28,09	9,16	50	Homoptera	aphid
SW32_T6F9	T	4,97	-24,85	23,15	100	Homoptera	cicadelidae
PT1_T4G5	T(C)	14,71	-23,62	-	0	Araneidae	Lycosidae
PT2_T4G6	T(C)	13,27	-23,98	-	0	Araneidae	Lycosidae
PT9_T4H1	T(C)	12,79	-24,10	-	180	Araneidae	Lycosidae

#	Type	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$	HgT (ng g^{-1})	Dist. (m)	Ordre	Famille
PT10_T4H2	T(C)	12,93	-24,17	-	180	Araneidae	Lycosidae
PT26_T6B12	T(C)	9,28	-25,72	-	25	Coleoptera	Carabidae
SW13_T6D1	T(C)	9,42	-27,86	-	10	lepidoptera	-
SW1_T6C4	T(C)	8,55	-26,21	-	0	hymenoptera	-
SW27_T6F4	T(C)	10,22	-25,97	-	15	neuroptera	-
SW28_T6F5	T(C)	11,16	-25,22	-	15	neuroptera	-
Mk1	A	13,88	-24,05	-	0	Ephemeroptera	Beatidae
Mk3	A	13,56	-22,86	110,84	0	Ephemeroptera	Ephemerellidae
Mk4	A	-	-	85,42	0	Ephemeroptera	Ephemerellidae
Mk5	A	11,93	-23,86	-	0	Diptera	Simuliidae
Mk6	A	16,23	-23,41	195,78	0	Odonate	Coemagrionidae
Mk7	A	13,11	-23,99	-	0	Diptera	Chironomidae
Mk8	A	13,62	-23,05	-	0	Ephemeroptera	Beatidae
Mk9	A	13,42	-23,14	-	0	Ephemeroptera	Beatidae
Mk10	A	13,06	-21,27	84,99	0	Ephemeroptera	Ephemerellidae
Mk11	A	13,28	-20,89	-	0	Ephemeroptera	Caenidae
Mk12	A	-	-	78,65	0	Ephemeroptera	Ephemerellidae
Mk13	A	11,79	-23,90	209,59	0	Diptera	Simuliidae
Mk14	A	-	-	154,26	0	tricoptera	Hydropsychidae
Mk15	A	15,18	-24,69	143,09	0	Tricoptera	Hydropsychidae
Mk16	A	13,23	-24,35	71,26	0	Ephemeroptera	Ephemerellidae
Mk17	A	11,88	-23,80	-	0	Diptera	Simuliidae
Mk18	A	12,54	-24,08	-	0	Diptera	Chironomidae
Mk20	A	16,20	-22,53	109,3	0	Lepidoptera	Pyralidae
Fk21	A	15,14	-22,92	246,06	0	Odonate	Coemagrionidae
Fk22	A	14,42	-23,46	-	0	tricoptera	Hydropsychidae
Fk23	A	14,65	-23,71	148,41	0	tricoptera	Hydropsychidae
Fk24a	A	13,05	-21,75	-	0	Diptera	Simuliidae
Fk24b	A	12,53	-21,82	-	0	Diptera	Simuliidae
Fk26	A	12,74	-26,65	-	0	Ephemeroptera	Beatidae
Fk27	A	12,47	-24,83	-	0	Ephemeroptera	Beatidae
Fk28	A	12,51	-20,12	97,04	0	Lepidoptera	Pyralidae
Fk29	A	-	-	157,04	0	tricoptera	Hydropsychidae