ÉVALUATION D'INDICATEURS BIOCHIMIQUES CHEZ LE GRAND HÉRON, *Ardea herodias*, ET LE BIHOREAU GRIS, *Nycticorax nycticorax*, EN RELATION AVEC LA CONTAMINATION DU FLEUVE SAINT-LAURENT

L. Champoux[1*], J.-L. DesGranges[1], J. Rodrigue[1], A. Hontela[2], S. Trudeau[3] et P.E. Spear[2]

[1] Environnement Canada, Service canadien de la faune, C.P. 10100, Ste-Foy, Québec, Canada, G1V 4H5.

[2] Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, succ. A, Montréal, Québec, Canada, H3C 3P8.

[3] Environnement Canada, Centre national de recherche faunique, 100 rue Gamelin, Hull, Québec, Canada, K1A 0H3.

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No. 354
Région du Québec 2000
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit:

Champoux, L., J.-L. DesGranges, J. Rodrigue, A. Hontela, S. Trudeau et P.E. Spear 2000. Évaluation d'indicateurs biochimiques chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, et le Bihoreau gris, *Nycticorax nycticorax*, en relation avec la contamination du fleuve Saint-Laurent. Série de rapports techniques no. 354, Région du Québec 2000, Service canadien de la faune.

Publié avec l'autorisation du
Ministère de l'Environnement.
Service canadien de la faune.

Ministre des Approvisionnements et Services Canada 2000.
Numéro de catalogue CW69-5/354F
ISBN 0-662-84733-4

Indicateurs biochimiques - Grand Héron - Bihoreau gris - bioindicateur - contamination - fleuve Saint-Laurent.

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

RÉSUMÉ

Dans le cadre du Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000 (SLV-2000), des études ont été entreprises pour mettre sur pied un réseau de suivi de la condition des écosystèmes du fleuve. À cette fin, durant les années 1991 à 1994, des études ont été menées dans le but de sélectionner des indicateurs de l'effet des contaminants à des concentrations sous-létales chez les Grands Hérons et les Bihoreaux gris du Saint-Laurent, soit la mesure de divers produits biologiques représentatifs de manifestions physiologiques précoces en réponse au stress toxique. Des données de contamination des oeufs et de plusieurs tissus des jeunes ont été récoltées à plusieurs colonies, de même que des données de mesures physiologiques effectuées sur les mêmes individus, tant pour le Grand Héron que pour le Bihoreau gris. Peu de différences significatives sont observées entre les colonies dans les mesures morphologiques mesurées chez les deux espèces, tandis que plusieurs variables cliniques sanguines, les hormones thyroïdiennes et le rétinol plasmatique montrent des différences significatives entre les colonies chez le héron et le bihoreau. Les rétinoïdes du foie affichent également des différences significatives entre les colonies chez les deux espèces, tandis que la 7-éthoxyresorufin *O*-dééthylase (ÉROD) et les porphyrines ne montrent que de faibles différences chez une seule des deux espèces, l'ÉROD chez le héron, les porphyrines chez le bihoreau. Le mercure présent dans le Saint-Laurent s'accumule dans les tissus des jeunes hérons et bihoreaux à la majorité des colonies, bien qu'on observe des différences significatives dans les concentrations entre ces colonies. Les BPC et plusieurs contaminants organiques montrent aussi des différences significatives entre les colonies. Les jeunes des colonies situées en eau douce et saumâtre sont plus contaminés que ceux des colonies de l'estuaire et du golfe. Le niveau de contamination dans le fleuve Saint-Laurent se situe en général en deçà des niveaux d'effets toxicologiques pour le Grand Héron et le Bihoreau gris. Les biomarqueurs hépatiques n'ont pas montré une bonne sensibilité chez les deux espèces, probablement à cause des faibles niveaux de BPC. Le métabolisme des jeunes oiseaux en croissance est très élevé et les concentrations des divers produits mesurés comme biomarqueurs peuvent changer rapidement, ce qui augmente la variance. Cependant, malgré ce fait, nos résultats démontrent que certains biomarqueurs sont suffisamment sensibles pour indiquer des différences entre les colonies et les sections du Saint-Laurent, reflétant ainsi les variations locales et régionales de contamination, même aux faibles niveaux rencontrés dans l'écosystème du Saint-Laurent. Les biomarqueurs les plus sensibles s'avèrent les rétinoïdes et les hormones thyroïdiennes dans le plasma, principalement chez le héron. L'analyse de l'ensemble des résultats de cette étude a conduit au choix du Grand Héron comme espèce indicatrice dans le cadre du réseau de suivi de la condition du Saint-Laurent. La mesure combinée des rétinoïdes des œufs et du plasma, des hormones thyroïdiennes, de certains paramètres cliniques sanguins,

de la croissance et du succès de reproduction permet une évaluation plus précise de l'état de santé des jeunes oiseaux. Bien que les espèces fauniques peuvent être affectées par la contamination de leur environnement, les niveaux actuels dans le Saint-Laurent sont peu susceptibles de causer des baisses dramatiques des populations. Cependant, combinés au stress de disponibilité de la nourriture, au dérangement et à la perte d'habitats, de faibles concentrations de contaminants agissant aux sites cellulaires immunologiques et endocriniens vitaux de l'organisme peuvent constituer un risque pour la faune. La combinaison des indicateurs démographiques, écologiques, chimiques et toxicologiques sélectionnés devrait permettre de suivre la condition d'un système fluvial majeur affecté par une multitude de stress.

ABSTRACT

In the Action Plan Vision 2000 for the St.Lawrence River (SLV2000), studies were undertaken to develop a surveillance network of the condition of the St.Lawrence ecosystems. In this objective, from 1991 to 1994, studies were conducted to select indicators of the effects of subletal concentrations of contaminants in the Great Blue Heron and the Black-crowned Night Heron of the St.Lawrence River, that is to say the measure of various biological products representing early physiological responses to toxic stress. Data on contamination of the eggs and of various tissues of the fledglings were collected at many colonies, as well as data on physiological measures from same individuals, both for the Great Blue Heron and the Black-crowned Night Heron. Little differences were observed between colonies in the morphometric measurements in the two species, whereas many blood clinical variables, thyroid hormones and plasma retinol showed significant differences between colonies in both species. Liver retinoids also show significant differences between colonies in both species, whereas the 7-ethoxyresorufin *O*-dééthylase (EROD) and porphyrins only showed slight differences and in only one species, the EROD in the blue heron and the porphyrins in the night heron. The mercury present in the St.Lawrence accumulate in the tissues of the blue and night heron fledglings at most colonies, although we see differences in concentrations between colonies. PCBs and many organic contaminants also show differences between colonies. The fledglings from colonies in freshwater and brackish water are more contaminated than those from estuarine and gulf colonies. The level of contamination in the St.Lawrence River is generally below the levels of toxicological effects for the Great Blue Heron and the Black-crowned Night Heron. The hepatic biomarkers did not show a good sensitivity in both studied species, probably because of the low levels of PCBs. The metabolism of young growing birds is very active and the concentrations of the various products measured as biomarkers may change rapidly, thus increasing variance. However, despite that fact, our results demonstrate that some biomarkers are sufficiently sensitive to indicate differences between colonies and sections of the St.Lawrence, reflecting local and regional variations in contamination, even at the low levels seen in the St.Lawrence ecosystem. The most sensitive biomarkers turned to be the plasma retinoids and thyroid hormones, principally in the blue heron. The analyses of the biological and chemical results of this study lead to the choice of the Great Blue Heron as an indicator species in the surveillance network of the condition of the St.Lawrence River. The combined measure of retinoids in eggs and plasma, of thyroid hormones, some clinical parameters, of growth and reproductive success allow a more precise evaluation of the health status of young birds. While wildlife species can be adversely affected by contaminants, actual levels are not susceptible to cause dramatic population decreases. However, combined with food stress, disturbance and loss of habitat, low concentrations of contaminants acting at major endocrine or immunologic sites may still be a

hazard for wildlife. The combination of selected demographic, ecological, chemical and toxicological indicators should allow to follow the condition of a major fluvial system affected by a multitude of stresses.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé III
Abstract V
Liste des tableaux VIII
Liste des figures IX
Liste des annexes IX
Remerciements X

1. INTRODUCTION 1

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 4
2.1 Échantillonnage 4
2.2 Analyses biologiques 5
2.2.1 Analyses cliniques sanguines 5
2.2.2 Delta-amino-levulinate déshydratase (ALA-d) 6
2.2.3 Rétinoïdes 6
2.2.4 Hormones thyroïdiennes 7
2.2.5 Oxydases à fonctions mixtes 7
2.2.6 Porphyrines 7
2.3 Analyses chimiques 8
2.3.1 Métaux lourds 8
2.3.2 Biphényles polychlorés et composés organochlorés 8
2.4 Traitement des données 8

3. RÉSULTATS 11
3.1 Analyses biologiques 11
3.1.1 Observations morphologiques 11
3.1.2 Analyses cliniques et biomarqueurs sanguins 11
3.1.3 Biomarqueurs hépatiques 13
3.1.4 Rétinoïdes dans les œufs 13
3.2 Analyses chimiques 22
3.2.1 Métaux lourds 22
3.2.2 Biphényles polychlorés et pesticides organochlorés 28
3.3 Relations entre contamination et mesures biologiques 34

4. DISCUSSION 38

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS EN VUE DE L'UTILISATION DU GRAND HÉRON COMME ESPÈCE SENTINELLE DE LA CONDITION DU SAINT-LAURENT 47

Bibliographie 48

Annexes 55
Annexe 1. Liste des contaminants organiques analysés dans les tissus de Grand Héron et de Bihoreau gris du Saint-Laurent 57
Annexe 2. Concentrations moyennes (poids humide) et pourcentage de mono-, di-, tri-, et tétra-orhto BPC dans le foie des jeunes hérons et bihoreaux 58
Annexe 3. Modalités d'opération proposées pour un réseau de suivi du Grand héron 59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Mesures morphologiques moyennes et âge des jeunes hérons et bihoreaux 12

Tableau 2. Analyses cliniques sanguines moyennes des jeunes hérons et bihoreaux 14

Tableau 3. Mesures hépatiques moyennes de rétinoïdes, d'ÉROD et de porphyrines des jeunes hérons et bihoreaux 20

Tableau 4. ß-carotène et rétinoïdes dans les œufs de Grand Héron 22

Tableau 5. Concentrations moyennes de mercure dans les tissus, le sang et les oeufs des hérons et bihoreaux 24

Tableau 6. Rapport de la concentration de mercure dans le foie sur celle des oeufs chez les jeunes hérons et bihoreaux 25

Tableau 7. Concentrations moyennes d'arsenic, de sélénium et de cadmium dans les reins et le sang des jeunes hérons et des bihoreaux 27

Tableau 8. Concentrations moyennes de BPC total dans le foie et le sang des jeunes hérons et bihoreaux et dans les oeufs 29

Tableau 9. Rapport de la concentration de BPC dans le foie sur celle des oeufs chez les jeunes hérons et bihoreaux 32

Tableau 10. Concentrations moyennes des principaux pesticides organochlorés dans le foie des hérons et des bihoreaux 33

Tableau 11. Corrélations de Kendall entre les variables biologiques et les contaminants dans les tissus des jeunes de Grand Héron 35

Tableau 12. Corrélations de Kendall entre les variables biologiques et les contaminants dans le tissus des jeunes de Bihoreau gris 36

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des colonies de Grand Héron et de Bihoreau gris étudiées de 1991 à 1994 10

Figure 2. Pourcentage d'hématocrite et niveaux de glucose et de cholestérol dans le sang des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris 18

Figure 3. Niveaux d'hormones T3 et T4 et rétinol dans le sang des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris 19

Figure 4. Niveaux de rétinol, de palmitate de rétinol, d'ÉROD et de porphyrines dans le foie des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris 21

Figure 5. Concentrations de mercure dans les plumes, le sang et les reins des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris 26

Figure 6. Concentrations de BPC total dans les oeufs, le foie et le sang des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris 30

Figure 7. Contribution des principaux congénères de BPC dans le foie des jeunes de Grand Héron (A) et de Bihoreau gris (B) 31

Figure 8. Dispersion des colonies de Grand Héron (A) et de Bihoreau gris (B) sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales 37

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Liste des contaminants organiques analysés dans les tissus de Grand Héron et de Bihoreau gris du Saint-Laurent 57

Annexe 2. Concentrations moyennes (poids humide) et pourcentage de mono-, di-, tri-, et tétra-orhto BPC dans le foie des jeunes hérons et bihoreaux 58

Annexe 3. Modalités d'opération du réseau de suivi du Grand Héron 59

REMERCIEMENTS

De nombreuses personnes ont participé à l'échantillonnage au cours des années pour effectuer cette étude, nous les remercions toutes : des étudiants (Michel Rouleau, Monique Boily, Guylaine Fontaine, Stêphane Guay), des grimpeurs professionnels (Alain Saindon, Patrick Sylvain, André Émery), des agents de l'application de la Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs (Jean Comtois, Jacques Rosa, Georges Paquin). Nous remercions également les agents du Mohawk Council of Akwesasne (Patrick Pike, Henry Lickers), qui ont facilité nos passages à l'Île Dickerson, située sur leur territoire.

Plusieurs personnes des laboratoires de chimie et des biomarqueurs du Centre national de recherche faunique (CNRF) ont participé aux analyses pour cette étude : Masresha Asrat, Michael Kassera, France Maisonneuve, Rosalyn McNeil, Ewa Neugebauer, Ghislaine Sans Cartier, Guy Savard, Karen Timm, Bryan Wakeford, Kim Williams, Henry Won.

Guy Fitzgerald, vétérinaire à l'Union Québécoise pour la réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP), a été d'une grande aide pour l'interprétation des analyses cliniques sanguines.

L'analyse statistique des données a été effectuée par Daniel Lambert, Benoît Jobin et Bernard Tardif.

Michel Melançon (SCF) a effectué la carte de localisation des colonies.

1 INTRODUCTION

Le fleuve Saint-Laurent, l'un des plus importants cours d'eau au Canada et en Amérique du Nord, est contaminé par une grande quantité et diversité de substances toxiques. Cette contamination provient en partie des Grands Lacs, où le fleuve prend sa source, ainsi que de nombreuses sources industrielles, urbaines et agricoles le long de ses rives (Centre Saint-Laurent 1996). Le fleuve Saint-Laurent a aussi subi, au cours des dernières décennies, une diminution importante de la quantité et de la qualité de ses habitats fauniques. Plusieurs des contaminants déversés dans les Grands Lacs, le fleuve et ses tributaires, soit directement sous forme d'effluents liquides ou indirectement par les apports atmosphériques, ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et les chaînes alimentaires aquatiques.

Les programmes de dépollution mis en place dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent devraient amener une amélioration de la situation. Un des objectifs du *Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000* (SLV-2000) est le développement et la mise en place d'un réseau de suivi de la condition des écosystèmes du fleuve à l'aide de la bioindication, afin de détecter les changements et d'évaluer l'efficacité des mesures de protection et de conservation. Les étapes de développement d'un tel réseau incluent la sélection d'espèces indicatrices de la contamination et de l'état de santé de la faune du fleuve, la sélection de diverses mesures écologiques, démographiques et écotoxicologiques permettant de connaître les effets des substances toxiques sur les organismes vivants et de suivre la condition des écosystèmes et l'intégration de ces informations selon une approche écosystémique (DesGranges 1991).

L'utilisation d'oiseaux coloniaux comme bioindicateurs de la contamination a démontré leur valeur dans les Grands Lacs et à maints autres endroits (Fox et Weseloh 1987; Gilbertson *et al.* 1987; Mineau *et al.* 1984; Kushlan 1993). Parmi les nombreux avantages qu'offrent les oiseaux coloniaux comme bioindicateurs, mentionnons leur large répartition, leur facilité d'échantillonnage, leur biologie généralement bien connue et leur intérêt récréatif et esthétique. De plus, ils sont la plupart du temps au sommet de la chaîne alimentaire et leur aire d'alimentation est limitée régionalement. La présence d'une colonie indique la présence des caractéristiques d'un habitat favorable à l'alimentation de l'espèce (Benoit *et al.* 1993).

La revue de littérature effectuée sur les critères de choix d'espèces indicatrices ainsi que sur les données biologiques et de contamination des espèces animales du fleuve, ont permis de procéder à une première sélection d'espèces indicatrices potentielles. Le Grand Héron (*Ardeas herodias*) et le Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*) font partie de celles-ci. Le Grand Héron fait

l'objet d'études visant à connaître les effets de la détérioration de la qualité de l'environnement depuis plus de 20 ans au Service canadien de la faune (DesGranges 1979; Laporte 1982). À cette époque, le Grand Héron avait été choisi à cause de sa distribution tant dans les milieux marins que d'eau douce, de l'accessibilité de ses colonies et de sa position au sommet de la chaîne alimentaire. Ces études ont permis d'accumuler une grande quantité de connaissances sur l'écologie, la distribution et l'abondance de cette espèce (DesGranges 1995). Le Bihoreau gris est utilisé dans de nombreuses études comme bioindicateur de l'effet des contaminants sur la faune et les écosystèmes (Tremblay et Ellison 1980; Custer *et al.* 1983; Rattner *et al.* 1993). Des données de contamination des oeufs et de plusieurs tissus des jeunes et des adultes ont aussi été récoltées à plusieurs colonies, tant pour le Grand Héron que pour le Bihoreau gris.

Le suivi de la contamination chimique du milieu ne renseigne pas sur la biodisponibilité, la persistance et la toxicité de ces substances et s'avère donc insuffisant comme indicateur de la santé de l'écosystème. Les effets que les niveaux de contamination mesurés dans les tissus animaux ont sur les systèmes biologiques des populations fauniques sentinelles doivent aussi être déterminés (Fox 1993). Un bioindicateur peut refléter l'exposition, soit le contact avec un stress, ou l'effet, soit le degré auquel l'organisme est affecté ou répond à un stress (Kushlan 1993). Le succès de reproduction constitue un aspect critique de la dynamique des populations et peut constituer un indicateur de l'exposition et de l'effet des contaminants, parce que les jeunes en développement sont spécialement sensibles. En plus d'utiliser des données de contamination et de population d'une espèce indicatrice, ou bioindicateur, des données aux niveaux inférieurs d'organisation biologique (biomarqueurs ou indicateurs biochimiques) peuvent aussi fournir des informations pertinentes sur la condition du bioindicateur (Kushlan 1993). La toxicité des substances chimiques procède généralement par interférence du composé ou d'un de ses métabolites dans la séquence biochimique du contrôle homéostatique de processus physiologiques comme la croissance, la reproduction, la production d'énergie et l'osmorégulation. En condition normale, les processus physiologiques sont contrôlés par les hormones, les vitamines et autres transmetteurs de signaux. Des indicateurs sensibles et précoces de toxicité peuvent donc être obtenus en étudiant l'interférence des substances toxiques dans le système endocrinien (Brouwer *et al.* 1990). Depuis quelques années, de nombreux auteurs ont effectué des revues sur l'utilisation de biomarqueurs dans les études de toxicologie faunique et les avantages des biomarqueurs sanguins (Peakall 1992 ; Peakall et Shugart 1993; Peakall et Walker 1994; Fossi et Leonzio 1994). Ces aspects du suivi de la santé de la faune prennent toute leur importance à la lumière des études, tant au niveau national qu'international, qui démontrent que de nombreux produits chimiques relâchés dans l'environnement depuis la seconde guerre mondiale ont la capacité de perturber le

fonctionnement du système endocrinien (Colborn *et al.* 1993; Colborn 1998; Campbell et Hutchinson 1998; Fry 1995; DeGuise *et al.* 1995). Parmi ceux-ci, on retrouve plusieurs des pesticides organochlorés et métaux mesurés dans les tissus des Grands Hérons et des Bihoreaux du Saint-Laurent.

Durant les années 1991 à 1994, des études ont été menées dans le but de sélectionner des indicateurs de l'effet des contaminants à des concentrations sous-létales chez les Grands Hérons et les Bihoreaux gris du Saint-Laurent, soit la mesure de divers produits biologiques représentatifs de manifestions physiologiques précoces en réponse au stress toxique. Une analyse plus complète de l'ensemble des données de contamination du Grand Héron est présentée dans Rodrigue *et al.* (2000). Le présent rapport présente les données relatives à la contamination des oeufs et des jeunes d'une sélection de colonies des deux espèces, de même que les données de mesures physiologiques effectuées sur les mêmes individus. On tente ensuite d'établir les liens existants entre les substances toxiques et les variables biologiques mesurées. Les résultats sont ensuite discutés dans le but de sélectionner les indicateurs les plus appropriés pour effectuer le suivi de la condition du Saint-Laurent.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 ÉCHANTILLONNAGE

De 1991 à 1993, un total de huit colonies de Grand Héron ont été échantillonnées pour la collecte d'œufs et de jeunes dans le cadre de cette étude. Les colonies des îles Dickerson, aux Hérons et Grande Ile sont situées dans la partie eau douce du fleuve Saint-Laurent, tandis que les colonies des îles de la Corneille, Saint-Barnabé, Petit Caouis et Beauséjour se situent en eau salée. La colonie de l'île Petit Caouis constitue le témoin pour les stations en eau salée, tandis que le témoin en eau douce se situe au Petit Lac Jacques-Cartier, dans le parc des Laurentides. Elles s'échelonnent d'amont en aval du fleuve, de Cornwall, au lac Saint-François, à Chandler, en Gaspésie (Figure 1). De celles-ci, trois ont été échantillonnées deux fois, en 1991 et 1992: ce sont les colonies des îles Dickerson, Grande Ile et du Petit Lac Jacques-Cartier. Les colonies de l'Ile Dowker, du Lac Édouard, de l'Ile de la Mine et de Gros Pot apparaissent également, en référence aux données sur les œufs de Grand Héron présentées au Tableau 4. L'échantillonnage du Bihoreau gris a débuté en 1993 par les colonies des îles de la Corneille et Beauséjour en eau salée et celles des îlets Boisés et de Laterrière, comme colonies témoins en eau salée et douce, respectivement. En 1994, les colonies des îles Dickerson et aux Hérons en eau douce et Saint-Barnabé et des Battures aux Loups Marins en eau salée, de même que la colonie du Lac Kénogami comme second témoin d'eau douce ont été visitées (Figure 1).

Les colonies ont d'abord été visitées une première fois, entre la fin avril et la fin mai, pour récolter des oeufs afin d'effectuer des analyses de contaminants et de rétinoïdes. L'étendue géographique de ces colonies oblige à de grands déplacements mais permet également d'étendre l'échantillonnage dans le temps, la différence de latitude de l'amont vers l'aval entraînant un décalage dans les dates de ponte des oiseaux aux différentes colonies. Les nids de Grand Héron et de Bihoreau gris étant situés au sommet des arbres, un grimpeur professionnel était chargé d'aller chercher les oeufs, en général un par nid, deux lorsqu'on devait aussi faire des analyses de rétinoïdes. Cinq nids étaient généralement visités pour la récolte des oeufs, pour un total de cinq oeufs par colonie pour les analyses chimiques et cinq pour les rétinoïdes.

Les colonies ont été visitées une seconde fois cinq à huit semaines plus tard, soit entre la mi-juin et la mi-juillet, pour l'échantillonnage des jeunes. De trois à dix jeunes par colonie ont été récoltés, en général en provenance des mêmes nids où des oeufs avaient été récoltés pour les hérons. Toutefois, dans le cas des bihoreaux, ceci s'est avéré presqu'impossible, les jeunes se déplaçant beaucoup dans les arbres, de sorte qu'on ne sait pas si les œufs et les jeunes sont

apparentés. Les jeunes ont été d'abord pesés à l'aide d'une balance de type Pesola et mesurés à l'aide d'un vernier. L'âge des jeunes récoltés a été estimé à l'aide des mesures des tarses et de l'équation de Quinney (1982). Des plumes (5e primaire, 5e secondaire et deux couvertures sur chaque aile, 1 rectrice, 4 sous la queue et 4 sur la queue) ont été ensuite coupées à l'aide de ciseaux et conservées sur glace dans un sac de plastique (whirl-pack). Une prise de sang d'environ 10 ml a ensuite été effectuée sous l'aile, à l'aide d'une seringue de 5-10 ml et d'une aiguille de 25 G préalablement rincées à l'héparine. Le sang a ensuite été transféré dans deux tubes héparinés de 7 ml puis conservé sur glace. L'oiseau a été sacrifié par décapitation puis rapidement disséqué. Les tissus récoltés (foie, reins et vésicule biliaire) ont été pesés et conservés sur glace ou dans l'azote liquide selon les analyses prévues. Le plasma et l'hématocrite ont été préparés à la fin de la journée de terrain. Des tubes capillaires ont été remplis et centrifugés (cinq min. à 7000 rpm) pour mesurer l'hématocrite. Un tube de 5 ml a été centrifugé (cinq min. à 3000 rpm) et des aliquots de 1 ml de plasma ont été placés dans l'azote liquide pour les analyses biochimiques. Les carcasses ont été déposées dans des sacs de plastique, congelées puis acheminées à la banque de spécimens du Centre National de Recherche Faunique (CNRF) où elles sont entreposées. Les échantillons récoltés pour les analyses de contaminants et les mesures biochimiques ont également été acheminés aux laboratoires du CNRF et entreposés aux températures appropriées.

2.2 ANALYSES BIOLOGIQUES

2.2.1 Analyses cliniques sanguines

L'analyse de paramètres biochimiques de base du sang peut fournir des informations complémentaires précieuses sur l'état de santé général d'un animal (Suber, 1989). Le pourcentage d'hématocrite, qui est la proportion d'érythrocytes dans le sang, a été déterminé dans les heures suivant la collecte par la méthode de microhématocrite. Le contenu en éléments minéraux (calcium, chlore, phosphore, sodium et potassium), en éléments chimiques et protéines (glucose, triglycérides et cholestérol, urée, albumine, créatinine et protéines totales) et en enzymes (aspartate aminotransférase (AST), alanine aminotransférase (ALT), créatine kinase (CK), glutamyl transférase (GGT), lactate déshydrogénase (LDH), phosphatase alcaline (PALC), amylase (AMYL)) des échantillons de sérum de Grand Héron et de Bihoreau gris a été analysé par les laboratoires de toxicologie du Centre Hospitalier de l'Université Laval. La majorité des analyses ont été effectuées à l'aide d'un Hitachi 737 et des réactifs vendus par BMC (Boehringer Mannheim Canada), selon les méthodes standards du fabricant. L'amylase a été mesurée sur un Ektachem 700XR (Kodak). Les triglycérides et le cholestérol ont été mesurés à l'aide d'un RA-500 de Technicon (MILES).

2.2.2 Delta-amino-levulinate déshydratase (ALA-d)

L'activité de cette enzyme, dont le rôle est de catalyser la synthèse de la porphobilinogène (PBG), un précurseur de l'hémoglobine, est mesurée dans le sang des oiseaux pour détecter une exposition récente au plomb inorganique. La transformation de l'acide delta-amino-lévulinique (ALA) en présence de l'enzyme ALA-d est inhibée par le plomb, mais peut être réactivée par le zinc. La méthode consiste à déterminer la quantité d'enzyme réactivée par l'addition du zinc en mesurant par absorbance à 550 nm la quantité de PBG dans le sang inhibé par rapport à celle du sang réactivé (Environnement Canada 1992a ; Scheuhammer 1987).

2.2.3 Rétinoïdes

La vitamine A, ou rétinol, est une vitamine essentielle liposoluble nécessaire à la vision et à la reproduction. Plus de 95% des réserves de rétinol du corps sont emmagasinées dans le foie sous forme de palmitate de rétinol après estérification avec l'acide gras correspondant. La méthode utilisée pour déterminer les réserves de rétinoïdes est décrite dans Environnement Canada (1992b). En résumé, le foie est déshydraté par broyage avec du sulphate de sodium anhydre et les composés de la vitamine A sont extraits avec un mélange de méthanol et dicholorométhane après ajout d'un standard interne, l'acétate de rétinol. Après centrifugation, un aliquot du surnageant est filtré et analysé avec un HPLC à phase inverse non-aqueuse. Les composés sont détectés par fluorescence (Em. 326 nm Ex. 480 nm) ou par spectrophotométrie UV/VLS à 326 nm.

Le rétinol peut être mesuré dans le sang où il circule associé à des protéines de transport. La méthode utilisée est décrite dans Environnement Canada (1992c). En résumé, le complexe rétinol-protéine est dissocié par l'addition d'acétonitrile à un aliquot de plasma et, après ajout du standard interne, le rétinol est extrait avec l'hexane. Après centrifugation et isolation de la phase organique, celle-ci est déshydratée sur sulfate de sodium anhydre et évaporée à l'azote gazeux. Le résidu est reconstitué dans le méthanol et analysé par HPLC.

Les rétinoïdes ont également été mesurées dans les oeufs de Grand Héron, dans les laboratoires du groupe Toxen à l'Université du Québec à Montréal. Pour cela, une portion du jaune est déshydratée et les composés de vitamine A sont extraits dans l'hexane. Après centrifugation, un aliquot est évaporé à l'azote gazeux puis les rétinoïdes sont resuspendus dans l'éther et l'acétonitrile. Les concentrations de ß-carotène et de rétinoïdes sont déterminées par HPLC à phase inverse (Boily *et al.*1994).

2.2.4 Hormones thyroïdiennes

Le dosage radioimmunologique des hormones thyroxine (T4) et trioodothyronine (T3) est basé sur la compétition de l'hormone marquée à l'I^{125} avec l'hormone non-marquée (antigène) pour les sites de liaison sur des anticorps. Les anticorps spécifiques contre le T4 sont incorporés dans les parois de tubes d'incubation (Quanticoat, Kallestad Diagnostics). Des quantités connues de T4 sont ajoutées, ensuite le T4 marqué est ajouté. Après incubation, l'hormone liée est séparée de l'hormone libre par précipitation et la radioactivité du précipité est comptée avec un compteur gamma. Une courbe étalon est préparée et les concentrations de T4 dans les échantillons sont déterminées. La méthode est similaire pour le T3. Le test d'assimilation de T3 détermine la disponibilité des sites de liaison sur la TBG (thyroglobuline plasmatique), une protéine de transport des hormones thyroïdiennes. Pendant l'incubation, les sites de liaison de T3 sur l'anticorps font compétition avec les sites sur la TBG pour le T3 marqué. La radioactivité du précipité est mesurée et comparée à celle de tubes de référence. Le dosage des hormones T3 et T4 a été effectué dans les laboratoires du groupe Toxen à l'Université du Québec à Montréal (A. Hontela, comm. pers.).

2.2.5 Oxydases à fonctions mixtes

Les enzymes du système des oxydases à fonctions mixtes (OFM) exercent un rôle majeur de défense de l'organisme contre les produits chimiques toxiques dans l'environnement. Ces enzymes ajoutent de l'oxygène à une grande variété de composés, les rendant plus solubles à l'eau et donc plus facilement excrétables. L'inductibilité des OFM en fait de bons biomarqueurs de l'exposition aux produits toxiques. Dans cette étude, nous avons observé l'induction de l'activité de la 7-éthoxyresorufin *O*-dééthylase (ÉROD) dans les microsomes d'oiseaux. La méthode de Pohl et Fouts (1980) adaptée aux oiseaux et décrite dans Environnement Canada (1992d) est basée sur la formation du résorufin à partir du 7-éthoxyrésorufin, réaction catalysée par ÉROD en présence de NADPH. La réaction est arrêtée par précipitation des protéines avec un solvant organique et mesure de la fluorescence du résorufin (Ex.530 nm/Em.590 nm).

2.2.6 Porphyrines

Les porphyrines sont impliquées dans le processus de biosynthèse de l'hème, une molécule qui entre dans la composition des hémoprotéines, dont les plus importantes sont l'hémoglobine, la myoglobine et les cytochromes. Les porphyries sont des dérangements des enzymes impliquées dans la biosynthèse de l'hème qui entraînent une altération de la taille et/ou de la composition des réserves de porphyrines (Fox *et al.* 1988). La méthode utilisée pour déterminer les niveaux de porphyrines hépatiques est celle de Kennedy et James (1993). En résumé, les porphyrines du

foie sont extraites avec un mélange d'acide chlorhydrique et d'acétonitrile, concentrées sur cartouche Sep-Pak +C18, reconstituées dans l'acide chlorhydrique et analysées par HPLC en phase inverse selon un gradient de tampon phosphate pH 3.5 et methanol. Les porphyrines fortement carboxylées (uro à copro) ainsi que la protoporphyrine sont détectés par fluorescence (Ex. 400nm/ Em. 624nm).

2.3 ANALYSES CHIMIQUES

2.3.1 Métaux lourds

Les métaux lourds mercure, cadmium et sélénium ont été analysés par le laboratoire du CNRF la majorité du temps. L'arsenic et certaines analyses de sélénium ont été effectuées par un laboratoire privé. Les échantillons asséchés ont été digérés dans l'acide nitrique concentré puis dilués à l'eau déionisée. Pour l'As et certaines analyses de Se, les solutions ont été analysées par "inductively coupled plasma-mass spectroscopy" (ICP-MS), à l'aide d'un appareil Perkin Elmer-Sciex Elan 5000. Le mercure a été analysé par vapeur froide utilisant un spectromètre à absorption atomique 3030 (Perkin-Elmer). Le cadmium a été mesuré par absorption atomique à flamme, tandis que le sélénium a été mesuré à l'aide d'un spectromètre au graphite (GFAAS, Perkin-Elmer-3030b). Le plomb a aussi été mesuré par absorption atomique à flamme ainsi qu'au spectromètre au graphite, mais est demeuré non détectable dans la majorité des cas.

2.3.2 Biphényles polychlorés et composés organochlorés

La méthode d'analyse chimique utilisée par le CNRF est décrite dans Peakall *et al.* (1986). En résumé, les lipides et les composés biogéniques ont été extraits sur colonne de verre puis séparés en trois fractions sur colonne Florisil. Les analyses de chaque fraction ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire DB-5 avec capture d'électron. Les composés recherchés apparaissent à l'Annexe 1. La limite de détection de chaque échantillon est calculée en multipliant un facteur de calcul par le volume de solution divisé par le poids de l'échantillon. L'analyse de tous les oeufs et des tissus de Grand Héron et de Bihoreau gris a été effectuée au CNRF. Le contrôle de qualité a été assuré par le CNRF.

2.4 TRAITEMENT DES DONNÉES

Alors que les mesures biologiques et biochimiques ont toutes été effectuées sur les individus, les analyses chimiques ont été faites parfois sur des échantillons individuels, parfois sur des échantillons composites groupés par colonie (pools). De plus, elles ont été effectuées sur différents tissus. Cette non-homogénéité dans les données doit être prise en considération lors

de leur traitement. Les statistiques générales ont d'abord été calculées sur l'ensemble des variables biologiques et biochimiques. Les données de contaminants inorganiques (métaux lourds) et organiques ont été traitées séparément mais de manière similaire. La majorité des analyses de métaux ont été effectuées dans le rein, mais certaines ont également été effectuées dans le foie, le sang et les plumes. Lorsque des échantillons individuels étaient présents, les statistiques générales ont été calculées sur l'ensemble des variables chimiques, par colonie et par tissu. Des analyses non-paramétriques de comparaison de groupes d'échantillons par colonie ont ensuite été effectuées pour chaque variable biologique et chimique à l'aide du test de Kruskall-Wallis. Lorsqu'une différence était trouvée, les colonies ont ensuite été comparées par l'intermédiaire de la statistique Q, un équivalent non paramétrique du test de Tukey (Zar 1984). Des corrélations non paramétriques de Kendall ont été calculées entre les variables biologiques et les variables chimiques (Scherrer 1984).

Des analyses multivariées d'association des objets (individus) en fonction des variables biologiques et chimiques ont aussi été effectuées. Pour ce faire, les données ont d'abord été normalisées pour rencontrer les exigences des tests utilisés. Les objets pour lesquels trop de données manquaient ont été écartés des analyses. Des analyses en composantes principales (Legendre et Legendre 1984) ont ensuite été effectuées pour chacun de ces trois groupes de variables. On a ensuite conservé les variables les plus significatives et refait les mêmes analyses avec les principales variables biologiques et chimiques.

Toutes les analyses ont été effectuées à l'aide des logiciels SAS (1988) et JMP (1989).

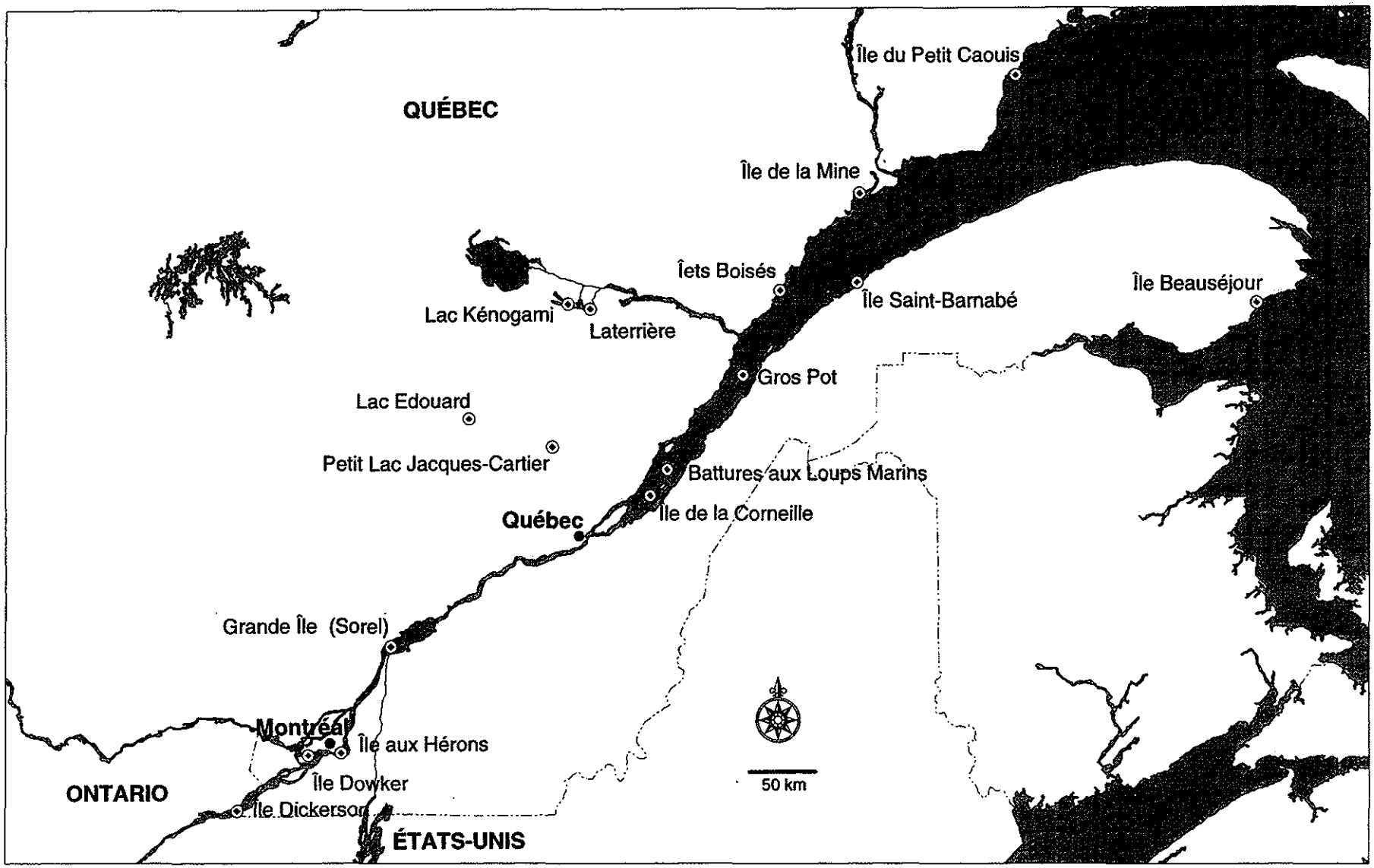


Figure 1. Localisation des colonies de Grand héron et de Bihoreau gris étudiées de 1991 à 1994.

3 RÉSULTATS

3.1 ANALYSES BIOLOGIQUES

3.1.1 Observations morphologiques

Le poids des hérons, de même que le tarse et l'âge, estimé à l'aide de la longueur des tarses, ne varient pas de façon significative (K-W, $p > 0,05$) entre les colonies (Tableau 1). Le poids du foie montre une différence significative ($p < 0,01$) entre les colonies, les hérons de l'île du Petit Caouis ayant des foies plus petits que ceux de l'Ile Dickerson, de l'Ile aux Hérons et du Petit Lac Jacques-Cartier. Le ratio du poids du foie sur le poids du corps (F/C), de même que la croissance estimée par le ratio poids sur âge, ne montrent pas de différence entre les colonies.

Chez les jeunes bihoreaux, le poids, l'âge, le poids du foie et la croissance ne varient pas significativement entre les colonies. Par contre, le tarse et le ratio F/C montrent une différence significative ($p < 0,05$), la colonie de l'île aux Hérons ayant un tarse plus petit et un ratio plus élevé que certaines des autres colonies (Tableau 1). Les bihoreaux sont plus petits et plus jeunes que les hérons, ce qui peut expliquer certaines différences entre les deux espèces.

3.1.2 Analyses cliniques et biomarqueurs sanguins

De façon générale, la majorité des variables chimiques mesurées dans le sang paraissent du même ordre de grandeur chez les deux espèces étudiées (Tableau 2). Des différences sont cependant observées entre les colonies, tant chez le héron que chez le bihoreau.

Plusieurs des variables mesurées dans le sang des jeunes hérons montrent des différences significatives entre les colonies ($p < 0,05$). Ce sont l'hématocrite, l'albumine, le cholestérol, le glucose, le potassium, le calcium, l'hormone thyroïdienne T4 et la vitamine A (Tableau 2). Les enzymes, mesurées en 1993 seulement, ne montrent aucune différence significative entre les trois colonies échantillonnées cette année-là. Dans le sang des jeunes bihoreaux, la plupart des variables montrent des différences significatives entre les colonies ($p<0,05$) ; les plus importantes sont l'hématocrite, la bilirubine, la créatinine, le glucose, le sodium, le potassium, le calcium, le chlore, l'AST, la CK, le LDH, l'amylase, l'ALA-d, l'hormone T3 et la vitamine A (Tableau 2).

Les Figures 2 et 3 illustrent les principales variables analysées dans le sang des deux espèces. Pour simplifier les figures, les années et les colonies témoins ont été regroupées.

Tableau 1 Mesures morphologiques moyennes (minimum-maximum) et âge des jeunes hérons et bihoreaux

COLONIE	Année	Nb jeunes	Poids (kg)	Tarse droit (cm)	Âge (jours)	Foie (g)	Ratio F/C	Croissance (P/A)
				GRAND HÉRON				
I.Dickerson	1991	5	1,7	15,2	37	60,0[a]	35	47
			(1,5-1,9)	(13,5-18,0)	(33-44)	(51,5-69,6)	(28-47)	(42-50)
I.Dickerson	1992	10	1,6	14,3	35	59,9[a]	37	48
			(1,3-2,0)	(10,5-16,8)	(25-41)	(46,1-81,2)	(33-43)	(39-57)
I. Hérons	1991	3	2,0	17,2	42	65,8[a]	34	47
			(1,6-2,3)	(14,0-19,0)	(33-47)	(60,0-73,3)	(32-40)	(43-50)
Grande Ile	1991	5	1,6	15,3	35	53,4[ab]	33	45
			(1,3-2,0)	(12,0-18,0)	(28-41)	(45,8-68,4)	(24-39)	(45-46)
Grande Ile	1992	9	1,8	16,5	40	50,8[ab]	28	45
			(1,0-2,3)	(10,8-20,0)	(25-49)	(27,4-69,5)	(26-34)	(40-53)
Petit Lac J.Cartier[T]	1991	5	2,3	18,4	45	67,6[a]	30	50
			(1,7-2,4)	(15,0-20,0)	(36-49)	(54,5-83,1)	(25-35)	(47-55)
Petit Lac J.Cartier[T]	1992	10	1,6	15,2	38	56,2[a]	35	43
			(1,0-2,0)	(10,8-17,5)	(25-44)	(37,4-78,0)	(28-42)	(39-46)
I. Corneille	1993	9	1,7	15,0	36	50,3[ab]	30	47
			(0,8-2,2)	(10,4-18,1)	(23-44)	(13,2-66,9)	(16-45)	(35-56)
I. St-Barnabé	1991	5	1,9	16,6	44	51,8[ab]	27	46
			(1,2-2,5)	(12,0-21,0)	(28-52)	(43,0-65,7)	(20-37)	(43-50)
I. Beauséjour	1993	3	2,0	18,6	45	54,3[ab]	27	45
			(1,7-2,4)	(17,3-20,4)	(41-49)	(43,4-61,8)	(24-31)	(41-49)
I. Petit Caouis[T]	1993	9	1,5	13,9	33	42,8[b]	31	45
			(0,7-2,2)	(8,5-18,7)	(20-47)	(25,1-54,6)	(18-50)	(35-53)
				BIHOREAU GRIS				
I.Dickerson	1994	9	0,66	8,6[ab]	23	25,0	38[ab]	29
			(0,5-0,8)	(7,6-9,3)	(17-28)	(13,8-30,9)	(28-48)	(29-31)
I. Hérons	1994	9	0,62	7,9[a]	21	24,0	40[a]	30
			(0,5-1,0)	(7,1-9,8)	(17-34)	(17,8-32,5)	(33-48)	(29-31)
Laterrière[T]	1993	9	0,75	9,2[ab]	26	26,5	35[ab]	29
			(0,65-0,8)	(8,4-9,8)	(24-28)	(18,9-35,1)	(24-47)	(29-30)
Lac Kénogami[T]	1994	9	0,69	9,0[ab]	24	26,7	39[ab]	29
			(0,55-0,8)	(8,5-9,5)	(18-28)	(17,5-32,9)	(27-55)	(29-31)
Battures aux Loups Marins	1994	7	0,68	8,7[ab]	23	23,7	34[ab]	29
			(0,5-0,8)	(8,1-9,4)	(17-28)	(11,8-33,7)	(24-45)	(29-30)
I. Corneille	1993	9	0,72	8,7[ab]	25	20,9	29[ab]	29
			(0,6-0,8)	(6,0-10,3)	(17-28)	(11,2-28,8)	(15-38)	(29-30)
I. St-Barnabé	1994	6	0,75	9,4[b]	26	21,5	29[ab]	29
			(0,6-0,9)	(9,0-9,6)	(20-30)	(15,4-28,8)	(24-32)	(29-30)
I. Beauséjour	1993	3	0,77	9,1[ab]	26	20,7	27[b]	29
			(0,7-0,9)	(8,7-9,7)	(24-30)	(15,5-27,3)	(22-34)	(29-30)
Ilets Boisés[T]	1993	3	0,77	9,3[ab]	27	28,1	36[ab]	29
			(0,7-0,8)	(9,0-9,8)	(24-28)	(22,7-34,8)	(32-44)	(29-29)

T : colonies témoins.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q ($p>0,05$).

3.1.3 Biomarqueurs hépatiques

Les concentrations de rétinol et de palmitate de rétinol dans le foie des hérons et des bihoreaux varient de façon très significative ($p<0,001$) entre les colonies, celles situées en eau douce montrant les niveaux les plus bas (Tableau 3). Chez le héron, les valeurs moyennes maximales de rétinol et de palmitate de rétinol sont respectivement 30 fois et 144 fois plus élevées que les valeurs minimales, tandis que chez le bihoreau, les valeurs maximales pour les mêmes composés sont respectivement 38 fois et 19 fois plus élevées que les valeurs minimales. L'activité de l'ÉROD montre des différences significatives ($p<0,01$) entre les colonies dans le foie des hérons mais pas chez les bihoreaux, tandis que les porphyrines ne varient significativement ($p<0,01$) qu'entre les colonies de bihoreaux. Les valeurs moyennes maximales d'ÉROD et de porphyrines chez le héron sont respectivement 20 fois et 3 fois plus élevées que les valeurs minimales, tandis que chez le bihoreau, les valeurs maximales pour les mêmes composés sont respectivement 3 fois et 3,5 fois plus élevées que les valeurs minimales. Pour les porphyrines, seul l'uroporphyrine a été détecté dans la majorité des échantillons (59/65 ou 91 % chez le héron et 56/56 ou 100 % chez le bihoreau). L'hexaporphyrine a été détecté dans 9 hérons (14 %) et 11 bihoreaux (20 %), tandis que l'hepta- et le pentaporphyrine n'ont été détectés que dans 1 et 0 échantillon de héron et dans 5 (8 %) et 4 (6 %) échantillons de bihoreau respectivement. Les valeurs de rétinol et d'ÉROD des jeunes bihoreaux apparaissent plus élevées que celles des jeunes hérons (Figure 4).

3.1.4 Rétinoïdes dans les œufs

Les concentrations de rétinol et de ß-carotène dans les œufs de Grand Héron ne sont pas significativement différentes entre les colonies (Tableau 4), tandis que le palmitate de rétinol et le ratio rétinol : palmitate de rétinol montrent des différences significatives ($p<0,001$). Les concentrations de rétinoïdes varient avec le stade de développement de l'embryon. A cause des nombreuses contraintes logistiques, il aurait été difficile de prélever des œufs de stade identique. On a donc plutôt effectué une analyse de variance, qui a indiqué que le ratio de rétinoïde était influencé par le stade de développement mais pas le palmitate de rétinol. Cette mesure apparaît donc la plus appropriée (Boily *et al.* 1994).

Tableau 2 Mesures cliniques sanguines moyennes (minimum-maximum) des jeunes hérons et bihoreaux

COLONIE	Hématocrite (%)	Protéines (g/L)	Albumine (g/L)	Bilirubine (µmol/L)	Créatinine (µmol/L)	Urée (µmol/L)
			GRAND HÉRON			
I.Dickerson (1991)	38[ab] (30-51)	41 (31-50)	21[a] (11-31)	na	32 (n=1)	na
I.Dickerson (1992)	37[ab] (29-50)	26 (24-30)	10[a] (9-11)	na	35 (27-55)	na
I. Hérons	35[ab] (34-38)	28 (26-30)	11[ab] (10-12)	na	40 (32-48)	na
Grande Ile (1991)	43[ab] (35-57)	na	na	na	na	na
Grande Ile (1992)	34[ab] (28-40)	27 (23-33)	10[a] (9-12)	na	38 (25-52)	na
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	42[a] (38-48)	30 (29-32)	12[b] (12-13)	na	30 (24-36)	na
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	40[a] (36-48)	32 (27-35)	12[b] (10-14)	na	32 (27-39)	na
I. Corneille	33[b] (22-38)	29 (15-38)	11[ab] (6-14)	0,7 (0,4-1,7)	39 (28-49)	3,3 (1,4-11,0)
I. St-Barnabé	32[ab] (26-36)	29 (27-30)	12[ab] (11-12)	na	41 (22-52)	na
I. Beauséjour	35[ab] (33-38)	29 (28-30)	11[ab] (10-11)	0,5 (0,4-0,6)	37 (31-43)	1,4 (1,0-1,9)
I. Petit Caouis[T]	33[b] (19-42)	28 (23-31)	11[ab] (9-12)	0,1 (0,1-0,2)	29 (17-46)	1,4 (0,6-2,0)
			BIHOREAU GRIS			
I.Dickerson	34[ab] (29-36)	28 (22-35)	12 (10-14)	1,0 (0,4-1,7)	37[ab] (28-48)	1,7 (1,1-2,6)
I. Hérons	34[a] (32-36)	25 (21-30)	11 (10-13)	1,1 (0,2-1,7)	36[ab] (31-50)	1,8 (1,2-2,9)
Laterrière[T]	36[ab] (29-42)	30 (25-38)	12 (10-15)	1,0 (0,2-2,1)	45[a] (34-67)	1,5 (0,6-2,7)
Lac Kénogami[T]	38[ab] (35-43)	29 (27-33)	13 (11-14)	0,4 (0,1-0,6)	30[b] (21-41)	1,3 (0,9-2,4)
Battures aux Loups Marins	34[ab] (29-43)	29 (24-35)	12 (9-15)	1,0 (0,4-1,7)	37[ab] (24-52)	1,4 (0,8-1,8)
I. Corneille	35[ab] (30-44)	28 (25-29)	12 (11-13)	0,6 (0,4-0,9)	40[ab] (38-42)	2,3 (1,7-3,4)
I. St-Barnabé	42[b] (34-48)	25 (22-27)	11 (10-12)	0,5 (0,2-0,6)	36[ab] (32-39)	1,6 (0,7-2,0)
I. Beauséjour	35[ab] (33-38)	30 (26-33)	12 (11-14)	1,1 (0,6-1,5)	34[ab] (24-41)	1,5 (0,9-3,5)
Ilets Boisés[T]	34[ab] (31-39)	29 (27-32)	12 (11-13)	0,7 (0,1-1,1)	29[ab] (21-35)	1,4 (1,2-1,5)

T : colonies témoins.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q ($p>0,05$).

Tableau 2 (suite)

COLONIE	Cholestérol (mmol/L)	Triglycérides (mmol/L)	Glucose (mmol/L)	T3 (ng/ml)	T4 (ng/ml)	Vit.A (plasma) (µg/L)
			GRAND HÉRON			
I.Dickerson	5,48 [ac]	2,30	14,6 [a]	0,72	19,23 [ab]	390 [a]
(1991)	(4,59-6,36)	(0,84-3,75)	(11,8-17,3)	(0,65-0,81)	(15,9-21,9)	(253-527)
I.Dickerson	4,28 [ac]	2,01	12,9 [a]	1,05	18,24 [ab]	202 [a]
(1992)	(3,79-4,93)	(0,81-4,66)	(7,7-15,8)	(0,63-1,69)	(7,58-32,05)	(62-444)
I. Hérons	4,24 [ab]	1,79	16,2 [ab]	na	21,40 [ab]	410 [ab]
	(3,85-4,62)	(1,74-1,84)	(15,6-16,7)		(16,1-30,3)	(253-566)
Grande Ile	na	na	na	0,77	11,90 [a]	na
(1991)				(n=1)	(10,8-13,5)	
Grande Ile	4,30 [a]	1,19	15,0 [ab]	1,18	16,97 [a]	691 [ab]
(1992)	(3,84-5,30)	(0,65-3,46)	(13,1-16,9)	(0,60-1,81)	(8,81-27,62)	(151-1107)
Petit L.J.Cartier[T]	4,92 [b]	1,51	20,2 [b]	1,48	12,12 [ab]	1443 [b]
(1991)	(4,75-5,28)	(1,20-2,14)	(16,0-24,5)	(1,07-1,88)	(8,3-15,8)	(990-1779)
Petit L.J.Cartier[T]	5,82 [b]	2,02	15,9 [b]	2,07	18,92 [ab]	1079 [b]
(1992)	(4,16-7,86)	(0,97-3,57)	(11,9-19,3)	(0,61-4,61)	(14,41-28,94)	(725-1359)
I. Corneille	4,63 [ab]	1,05	15,5 [ab]	1,16	30,16 [ab]	1039 [b]
	(4,17-4,89)	(0,59-1,88)	(8,3-18,7)	(0,20-2,40)	(6,00-47,61)	(412-1518)
I. St-Barnabé	5,61 [ab]	3,08	16,8 [ab]	1,59	18,20 [ab]	1072 [ab]
	(4,14-8,38)	(0,72-9,38)	(16,0-18,6)	(1,01-2,27)	(11,6-26,1)	(593-1355)
I. Beauséjour	4,41 [ab]	1,11	17,1 [ab]	1,62	43,78 [b]	1489 [b]
	(4,19-4,70)	(0,77-1,38	(16,4-18,4)	(1,14-2,29)	(35,81-54,37)	(1275-1743)
I. Petit Caouis[T]	5,59 [bc]	1,14	16,1 [ab]	1,41	17,80 [ab]	946 [ab]
	(4,50-7,32)	(0,60-1,44)	(13,6-20,5)	(0,51-2,55)	(10,30-27,05)	(466-1431)
			BIHOREAU GRIS			
I.Dickerson	6,43	1,65	17,7 [ab]	1,99 [ab]	56,21	600 [ac]
	(5,15-7,95)	(0,68-2,31)	(14,6-23,2)	(0,77-3,69)	(23,68-103,5)	(343-905)
I. Hérons	5,85	1,78	17,0 [ab]	2,04 [ab]	47,80	490 [a]
	(5,21-7,18)	(0,94-2,56)	(11,7-20,2)	(1,08-4,27)	(36,68-73,54)	(340-769)
Laterrière[T]	5,57	1,43	17,5 [ab]	1,48 [a]	40,03	942 [bc]
	(4,49-6,38)	(0,65-3,53)	(14,2-20,6)	(0,54-3,51)	(27,56-51,09)	(665-1429)
Lac Kénogami[T]	6,06	1,59	17,4 [ab]	3,32 [b]	58,04	1051 [b]
	(3,91-7,09)	(0,72-2,14)	(14,9-19,8)	(1,81-4,99)	(45,24-76,04)	(871-1382)
Battures aux	6,60	1,59	14,3 [b]	1,94 [ab]	57,74	885 [ab]
Loups Marins	(4,41-10,14)	(0,71-2,69)	(11,7-16,9)	(0,82-3,59)	(21,77-88,16)	(536-1249)
I. Corneille	5,98	1,2	15,3 [ab]	2,09 [ab]	30,63	885 [ab]
	(4,68-8,37)	(0,9-1,45)	(15,2-15,5)	(1,30-2,84)	(18,43-44,97)	(804-968)
I. St-Barnabé	5,82	0,95	19,3 [a]	2,15 [ab]	42,55	792 [ab]
	(5,01-6,97)	(0,56-1,50)	(17,1-21,5)	(1,57-4,39)	(20,29-76,83)	(587-1125)
I. Beauséjour	7,77	1,19	16,2 [ab]	2,13 [ab]	40,82	982 [bc]
	(5,84-11,76)	(0,77-1,71)	(11,6-19,3)	(0,44-3,21)	(33,08-52,89)	(825-1241)
Ilets Boisés[T]	6,71	1,41	17,1 [ab]	3,18 [ab]	29,23	973 [ab]
	(5,78-7,96)	(0,99-1,81)	(15,6-18,0)	(3,00-3,39)	(16,65-43,85)	(876-1071)

T : colonies témoins.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q ($p>0,05$).

Tableau 2 (suite)

COLONIE	Phosphore (mmol/L)	Sodium (mmol/L)	Potassium (mmol/L)	Calcium (mmol/L)	Chlore (mmol/L)	ALA-d
			GRAND HÉRON			
I.Dickerson (1991)	4,03 (2,37-5,68)	130 (116-143)	32,1 [ab] (22,0-42,2)	na	na	1,32 (0,97-1,49)
I.Dickerson (1992)	2,53 (1.53-4,68)	141 (119-152)	2,5 [ab] (0,9-8,1)	2,09 [ab] (1,23-2,54)	na	0,95 (0,87-1,05)
I. Hérons	2,07 (2,02-2,12)	143 (142-144)	25,1 [ab] (24,4-25,8)	na	na	1,05 (0,96-1,11)
Grande Ile (1991)	na	na	na	na	na	2,09 (1,07-6,65)
Grande Ile (1992)	1,91 (1,46-2,78)	144 (128-151)	3,4 [ab] (2,4-5,0)	1,97 [a] (1,43-2,55)	na	0,95 (0,89-1,02)
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	1,99 (1,81-2,44)	142 (140-146)	26,9 [ab] (25,3-30,7)	na	na	1,47 (0,97-1,87)
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	2,25 (1,53-3,84)	143 (131-152)	3,8 [ab] (2,5-7,9)	2,15 [ab] (1,44-2,92)	na	0,95 (0,87-1,02)
I. Corneille	2,23 (2,02-2,41)	153 (147-170)	2,4 [a] (1,3-3,8)	2,55 [ab] (1,77-2,93)	109 (101-134)	0,97 (0,85-1,17)
I. St-Barnabé	2,32 (1,93-2,79)	144 (143-146)	25,6 [b] (21,8-28,8)	na	na	1,46 (1,21-1,84)
I. Beauséjour	1,99 (1,83-2,18)	147 (147-148)	2,5 [ab] (2,5-2,6)	2,62 [ab] (2,55-2,67)	104 (103-105)	0,98 (0,97-0,99)
I. Petit Caouis[T]	2,45 (1,93-3,40)	147 (139-156)	2,8 [ab] (1,5-4,4)	2,61 [b] (2,43-2,75)	103 (99-109)	0,95 (0,88-1,03)
			BIHOREAU GRIS			
I.Dickerson	2,40 (1,97-3,48)	145 [a] (141-151)	3,0 [ab] (2,1-4,7)	2,79 [a] (2,68-2,95)	102 [ab] (96-106)	1,05 [ab] (0,98-1,16)
I. Hérons	2,93 (2,09-6,97)	145 [a] (141-151)	3,4 [ab] (1,8-10,5)	2,82 [ab] (2,60-3,62)	100 [a] (97-104)	1,04 [ab] (0,91-1,14)
Laterrière[T]	2,48 (1,69-3,29)	149 [ab] (147-153)	1,6 [a] (1,0-2,8)	2,63 [ab] (2,49-2,79)	106 [b] (101-110)	0,98 [ab] (0,88-1,05)
Lac Kénogami[T]	2,58 (1,94-3,43)	147 [ab] (145-149)	3,2 [bc] (2,8-3,9)	2,85 [a] (2,71-3,26)	101 [ab] (96-105)	1,03 [ab] (0,87-1,28)
Battures aux Loups Marins	2,00 (1,85-2,15)	150 [b] (148-151)	1,3 [a] (0,8-1,6)	2,69 [ab] (2,42-2,83)	103 [ab] (100-105)	1,17 [a] (0,98-1,29)
I. Corneille	1,97 (1,69-2,36)	149 [ab] (147-151)	1,5 [ab] (1,4-1,6)	2,36 [b] (2,25-2,47)	107 [b] (106-109)	1,04 [ab] (0,95-1,13)
I. St-Barnabé	2,02 (1,76-2,18)	145 [a] (143-147)	4,0 [b] (3,1-4,4)	2,60 [ab] (2,44-2,76)	102 [ab] (101-104)	0,98 [ab] (0,94-1,02)
I. Beauséjour	2,48 (2,27-2,70)	149 [ab] (146-151)	1,7 [ac] (0,8-2,3)	2,62 [ab] (2,46-2,88)	106 [b] (103-108)	0,95 [b] (0,90-0,98)
Ilets Boisés[T]	2,38 (2,02-2,68)	145 [ab] (144-146)	3,1 [ab] (3,1-3,2)	2,80 [ab] (2,68-3,03)	101 [ab] (99-102)	0,96 [ab] (0,87-1,02)

T : colonies témoins.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q ($p>0,05$).

Tableau 2 (suite)

COLONIE	AST U/L	ALT U/L	CK U/L	GGT U/L	LDH U/L	Palc U/L	Amylase U/L
				GRAND HÉRON			
I.Dickerson (1991)	na	na	na	na	na	na	na
I.Dickerson (1992)	na	na	na	na	na	na	na
I. Hérons	na	na	na	na	na	na	na
Grande Ile (1991)	na	na	na	na	na	na	na
Grande Ile (1992)	na	na	na	na	na	na	na
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	na	na	na	na	na	na	na
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	na	na	na	na	na	na	na
I. Corneille	148 (98-225)	9 (5-14)	5190 (3040-7460)	11 (7-14)	900 (690-1050)	395 (142-593)	2131 (840-3240)
I. St-Barnabé	na	na	na	na	na	na	na
I. Beauséjour	163 (134-189)	12 (10-14)	5480 (5180-5830)	10 (8-12)	573 (515-689)	482 (389-607)	2555 (2360-2656)
I. Petit Caouis[T]	153 (107-202)	9 (7-14)	4655 (2810-6980)	14 (11-28)	882 (445-1510)	522 (305-760)	2194 (1576-3120)
				BIHOREAU GRIS			
I.Dickerson	239[ab] (108-522)	16 (3-28)	5346 (4010-7530)	12 (6-18)	1012[ab] (515-2080)	516 (377-635)	1149[a] (811-1616)
I. Hérons	236[ab] (126-709)	16 (4-57)	5671 (3940-9330)	13 (5-21)	1121[ab] (519-3620)	615 (372-1111)	1289[ac] (939-1946)
Laterrière[T]	467[a] (205-1114)	12 (8-19)	3866 (2420-6410)	5 (2-9)	1860[a] (402-5260)	622 (455-801)	2863[b] (2048-3720)
Lac Kénogami[T]	168[b] (105-480)	11 (3-45)	4566 (3100-5740)	8 (1-23)	850[ab] (449-2720)	542 (411-703)	1140[a] (684-1538)
Battures aux Loups Marins	153[b] (95-256)	9 (3-28)	3690 (2490-4580)	13 (1-26)	473[b] (204-726)	460 (262-684)	1464[ab] (954-1778)
I. Corneille	167[ab] (132-226)	4 (2-6)	5237 (3890-6480)	6 (3-8)	941[ab] (844-1109)	507 (345-627)	1976[ab] (24-3096)
I. St-Barnabé	261[ab] (129-526)	19 (6-56)	5415 (3750-6790)	5 (1-12)	1178[ab] (371-2640)	534 (410-647)	1125[a] (915-1508)
I. Beauséjour	270[ab] (134-651)	15 (2-21)	3835 (3380-4230)	15 (8-27)	937[ab] (322-2650)	473 (364-593)	2801[bc] (1344-3528)
Ilets Boisés[T]	162[ab] (129-197)	3 (2-4)	5400 (3400-6590)	10 (3-18)	923[ab] (449-1420)	377 (314-411)	2027[ab] (1960-2088)

T : colonies témoins.
AST : aspartate aminotransférase, ALT : alanine aminotransférase, CK : créatine kinase, GGT : glutamyl transférase, LDH : lactate déshydrogénase, PALC : phosphatase alcaline.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q ($p>0,05$).

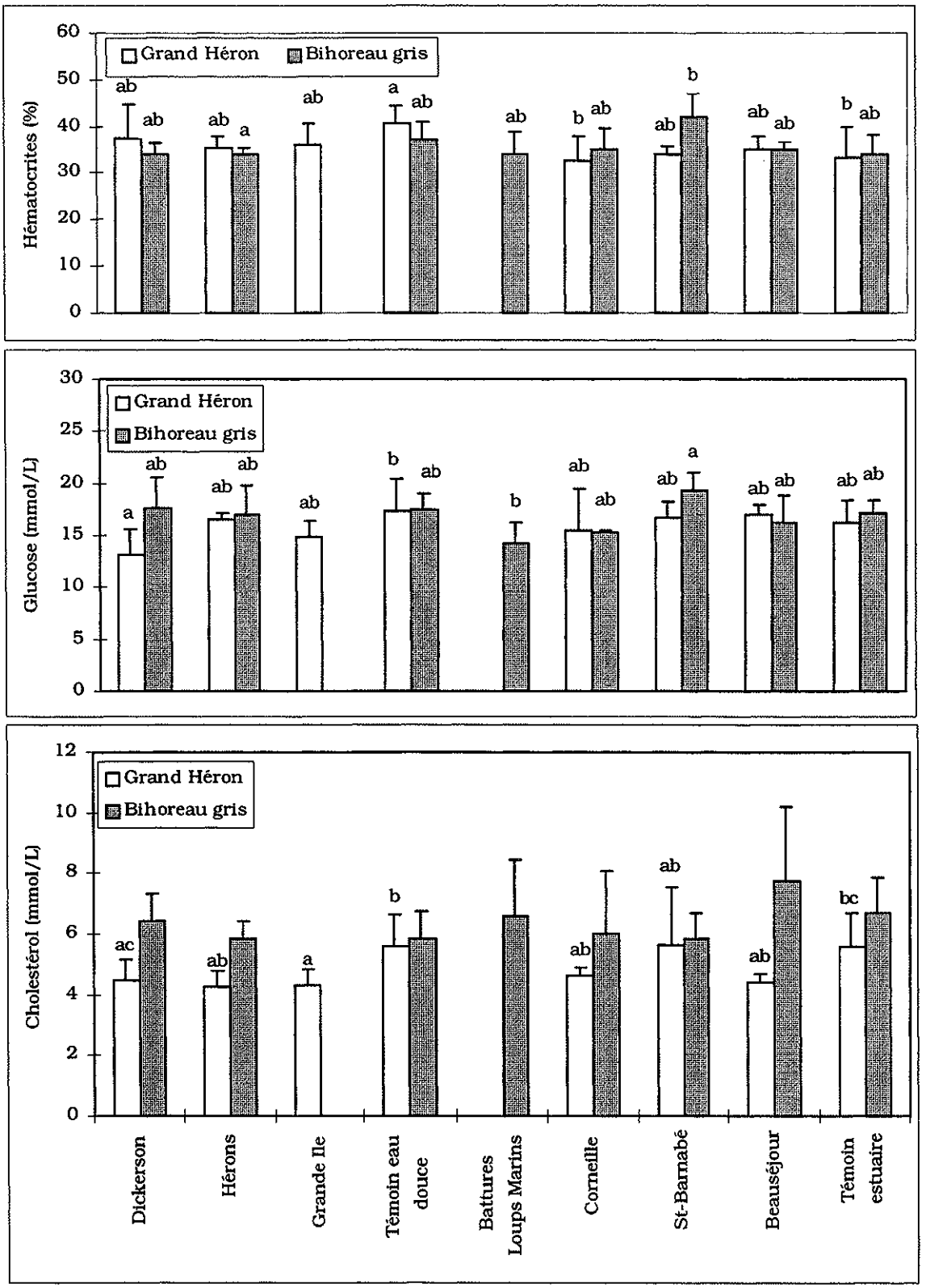


Figure 2. Pourcentage d'hématocrite et niveaux de glucose et de cholestérol dans le sang des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris (Les colonies montrant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05)).

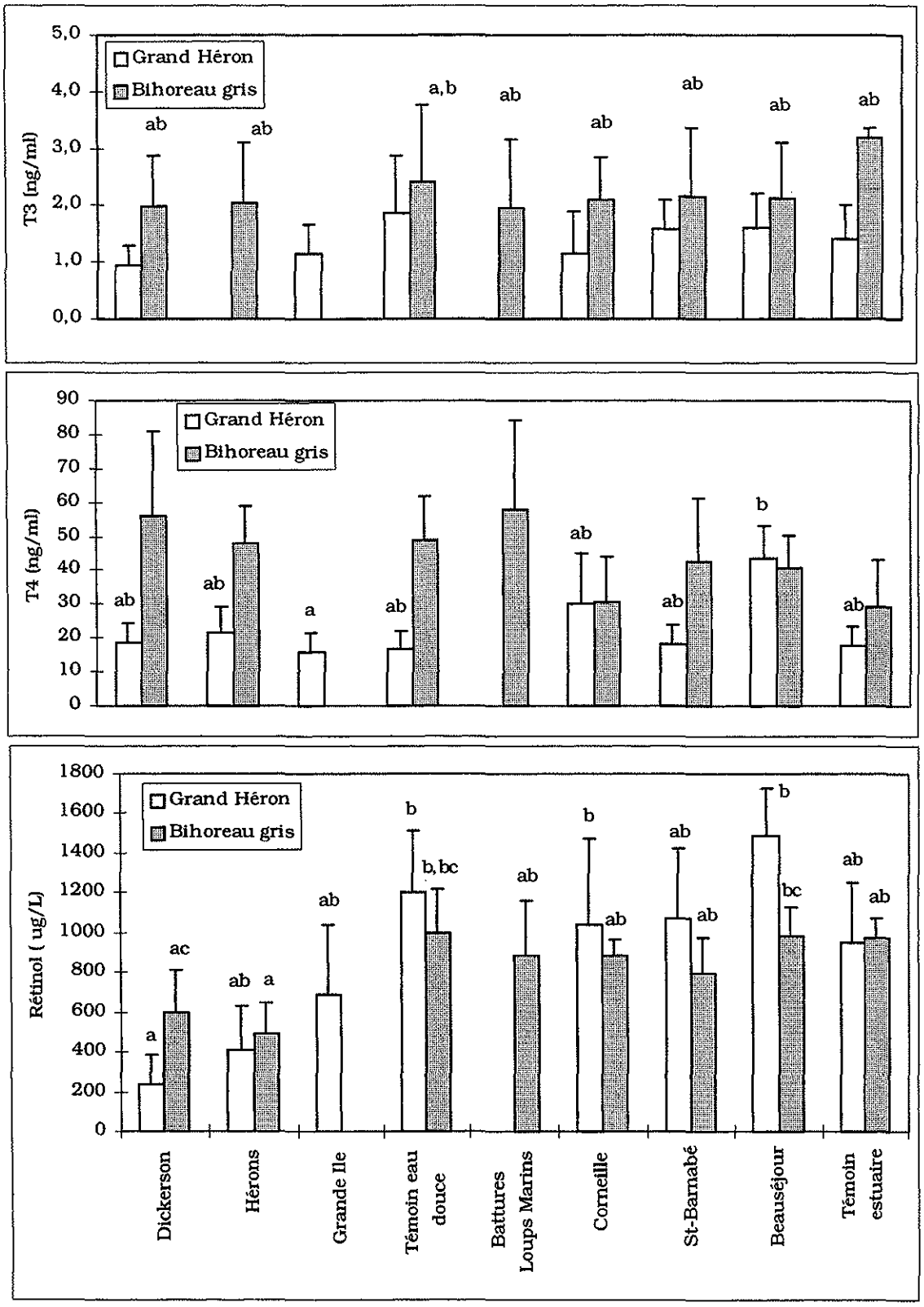


Figure 3. Niveaux d'hormones T3 et T4 et rétinol dans le sang des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris (Les colonies montrant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05)).

Tableau 3 Mesures hépatiques moyennes (minimum-maximum) de rétinoïdes, d'ÉROD et de porphyrines des jeunes hérons et bihoreaux

COLONIE	Rétinol (µg/g)	Palmitate de rétinol (µg/g)	ÉROD (pmol/min/ mg protéine)	Porphyrine (pmol/g)
		GRAND HÉRON		
I.Dickerson (1991)	0,61[a] (0,20-2,25)	16,30[a] (0,60-57,31)	5,56[ab] (3,85-7,12)	3,8 (2,0-5,0)
I.Dickerson (1992)	0,55[a] (0,17-1,50)	5,57[a] (0,60-13,34)	0,95[ab] (0,40-1,71)	8,2 (2,0-26,0)
I. aux Hérons	2,89[ab] (n=1)	133,82[ab] (n=1)	7,92[ab] (n=1)	8,0 (n=1)
Grande Ile (1991)	0,42[ac] (0,20-1,28)	16,03[ac] (0,60-35,25)	na	11,0 (5,0-20,0)
Grande Ile (1992)	1,28[ac] (0,20-3,21)	43,22[ac] (1,40-151,57)	0,76[a] (0,40-1,29)	3,8 (2,0-5,0)
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	7,65[b] (4,71-9,85)	396,20[b] (182,30-543,24)	5,81[ab] (3,92-8,20)	5,0 (4,0-6,0)
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	6,84[b] (2,43-16,00)	447,77[b] (173,33-961,06)	0,40[ab] (0,40-0,40)	6,8 (2,0-27,0)
I. Corneille	5,56[bc] (1,00-11,00)	408,78[bc] (18,00-1174,00)	5,56[b] (<1,00-14,00)	5,8 (4,0-14,0)
I. St-Barnabé	12,01[ab] (n=1)	670,75[ab] (n=1)	4,17[ab] (3,03-4,68)	8,0 (n=1)
I. Beauséjour	7,67[bc] (3,00-11,00)	809,00[b] (610,00-910,00)	5,77[ab] (2,70-8,70)	4,7 (4,0-5,0)
I. Petit Caouis[T]	4,00[bc] (2,00-11,00)	290,78[bc] (71,00-604,00)	4,51[ab] (1,50-7,50)	7,0 (5,0-9,0)
		BIHOREAU GRIS		
I.Dickerson	2[a] (0-5)	27[a] (3-59)	8,5 (4,0-15,3)	10[ab] (5-16)
I. Hérons	1[a] (0-3)	21[a] (5-54)	13,3 (6,6-21,5)	12[ab] (5-20)
Laterrière[T]	16[ab] (2-49)	269[ab] (81-765)	7,0 2,6-10,3)	6[a] (4-12)
Lac Kénogami[T]	16[ab] (3-34)	277[b] (133-459)	9,7 (2,5-28,3)	na
Battures aux Loups Marins	23[ab] (2-64)	332[ab] (61-990)	7,1 (2,3-14,8)	15[ab] (5-23)
I. Corneille	29[b] (1-67)	407[b] (30-993)	20,5 (2,4-138,1)	7[ab] (4-15)
I. St-Barnabé	38[b] (16-50)	378[b] (75-567)	8,9 (2,1-21,1)	21[b] (11-41)
I. Beauséjour	27[b] (7-48)	304[b] (211-412)	11,8 (6,5-26,7)	9[ab] (4-13)
Ilets Boisés[T]	16[ab] (8-24)	247[ab] (214-263)	6,2 (3,2-9,2)	6[ab] (5-6)

T : colonies témoins.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q ($p>0,05$).

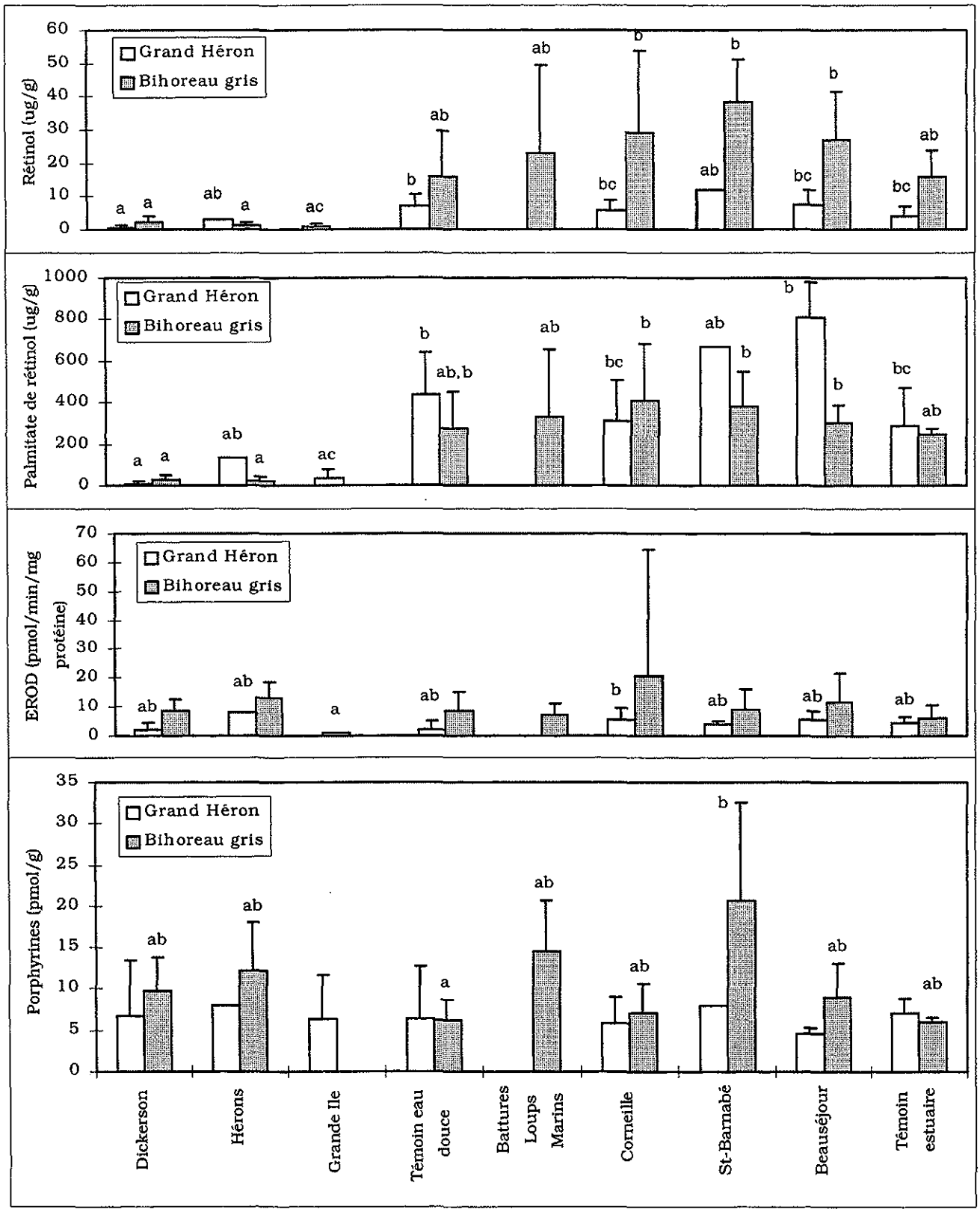


Figure 4. Niveaux de rétinol, de palmitate de rétinol, d'ÉROD et de porphyrines dans le foie des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris (Les colonies montrant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05)).

Tableau 4 ß-carotène et rétinoïdes dans les œufs de Grand Héron

COLONIE	ß-carotène (µg/g)	Rétinol (µg/g)	Palmitate de rétinol (µg/g)	Ratio rétinol : Palm. de rétinol (µg /g)
I.Dickerson	1,60 ± 0,38	2,99 ± 1,17	0,39 ± 0,16	8,68 ± 4,62
I. Dowker	2,48 ± 0,68	2,69 ± 1,32	0,61 ± 0,32	7,11 ± 7,80
I. aux Hérons	3,34 ± 3,40	3,85 ± 2,66	0,52 ± 0,32	7,60 ± 3,45
Grande Ile	1,56 ± 0,34	3,68 ± 1,50	0,80 ± 0,30	5,35 ± 3,73
Petit L.J.Cartier	2,22 ± 0,79	2,64 ± 2,37	1,44 ± 0,83	2,32 ± 1,72
Lac Édouard	2,11 ± 0,41	5,84 ± 1,82	2,29 ± 0,39	2,52 ± 0,45
Gros Pot	1,84 ± 0,77	2,39 ± 3,03	0,97 ± 0,42	1,94 ± 2,12
I. St-Barnabé	2,07 ± 0,71	1,88 ± 1,84	1,18 ± 0,42	1,87 ± 1,86
I. de la Mine (n = 1)	1,94	3,53	1,62	2,18
Différence inter-colonie (F)	1,03 NS	1,90 NS	8,18 p < 0,001	5,19 p < 0,001

Tiré de Boily *et al.* 1994.

3.2 ANALYSES CHIMIQUES

3.2.1 Métaux lourds

Les teneurs en mercure les plus élevées sont observées dans les plumes, tant chez les hérons que chez les bihoreaux (Tableau 5). Chez les hérons, la colonie de l'île aux Hérons montre les plus fortes concentrations dans le foie, les reins et le sang, tandis que les teneurs de mercure les plus élevées dans les oeufs et les plumes sont observées à la colonie du Petit Lac Jacques-Cartier. La colonie la moins contaminée en mercure est celle de l'île Beauséjour, à Chandler. La colonie de l'île du Petit Caouis, choisie comme témoin en eau salée, montre des teneurs équivalentes à celles de l'île de la Corneille et supérieures à celles des îles Saint-Barnabé et Beauséjour. Chez les bihoreaux, moins contaminés que les hérons, la colonie témoin du lac Kénogami affiche les plus fortes concentrations, tant dans les reins que dans les plumes et le sang. Tant chez les hérons que chez les bihoreaux, on observe une différence très significative

($p<0,001$) entre les colonies dans les concentrations de mercure dans le rein, le sang et les plumes, qui semblent diminuer de l'amont vers l'aval (Figure 5).

Afin de déterminer si le mercure présent dans les tissus des hérons et bihoreaux provient d'une contamination locale, nous avons calculé le rapport mercure dans le foie sur mercure dans les oeufs, après avoir multiplié la concentration en poids frais de mercure dans le foie et les oeufs par leur poids moyen respectif à chaque colonie. Un rapport de 1,0 signifie que la quantité totale de mercure contenue dans le foie est égale à celle contenue dans un oeuf. Les valeurs obtenues, généralement supérieures à 1, indiquent que la quantité de mercure dans le foie est supérieure à ce qui se trouvait dans les oeufs et que par conséquent, les hérons continuent d'accumuler du mercure durant leur croissance à ces colonies (Tableau 6). Le rapport est inférieur à 1 à l'île Beauséjour, ce qui signifie que le foie de ces oiseaux contient moins de mercure que n'en contenaient les oeufs récoltés à la même colonie. Cependant, comme nous n'avons pas estimé la quantité totale de mercure dans tout le corps des héronneaux, nous ne pouvons pas conclure que ceux-ci n'accumulent pas de mercure à cette colonie. Le rein n'a pas été inclut dans les calculs à cause de données manquantes à quelques colonies. Dans le cas des bihoreaux, comme nous n'avons pas la concentration de mercure dans le foie, nous avons calculé un rapport estimé en multipliant la concentration de mercure dans le rein par le poids du foie. En se fiant aux concentrations de mercure dans le foie et les reins des hérons, où l'on voit que les concentrations sont toujours légèrement supérieures dans le foie, on peut assumer qu'on ne surestime pas la quantité de mercure dans le foie des bihoreaux en procédant de cette façon. Les colonies de l'île Dickerson, de Laterrière, du Lac Kénogami et des Battures aux Loups Marins affichent un rapport supérieur à 1. Si on ajoute la contribution des reins, les colonies des îles aux Hérons, de la Corneille et Ilets Boisés atteignent la valeur de 1.

Tableau 5 Concentrations moyennes (minimum-maximum) de mercure dans les tissus, le sang et les oeufs des hérons et bihoreaux

COLONIE	FOIE Hg (µg/g poids sec)	REINS Hg (µg/g poids sec)	SANG Hg (µg/L poids frais)	PLUMES Hg (µg/g poids sec)	OEUFS Hg (µg/g poids frais)
			GRAND HÉRON		
I.Dickerson (1991)	3,02 *	2,58 [ad] (2,25-2,66)	na	6,57 [ab] (5,20-7,74)	0,37 *
I.Dickerson (1992)	na	2,05 [ad] (1,02-2,98)	0,53 [bd] *	5,96 [ab] *	na
I. Hérons	4,19 *	3,27 [a] *	1,76 [a] *	6,80 [ab] (5,40-8,43)	0,29 *
Grande Ile (1991)	2,96 *	2,55 [ac] *	0,84 [ac] *	5,85 [ab] *	0,30 *
Grande Ile (1992)	na	2,26 [ac] (1,52-3,62)	0,70 [ac] *	5,98 [ab] *	na
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	3,13 *	2,63 [a] *	0,84 [acd] *	6,98 [a] (5,71-8,77)	0,43 *
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	na	2,14 [a] (1,54-2,94)	0,63 [acd] *	6,67 [a] *	na
I. Corneille	2,21 (1,24-3,64)	1,76 [ab] *	0,43 [bd] (0,17-0,77)	5,82 [ab] (3,57-9,21)	0,23 *
I. St-Barnabé	1,58 *	0,91 [b] *	0,52 [bcd] *	3,14 [b] *	0,15 *
I. Beauséjour	0,62 (0,49-0,84)	0,44 [bd] *	0,13 [b] (0,11-0,14)	1,27 [b] (1,05-1,58)	0,18 *
I. Petit Caouis[T]	2,08 (0,93-4,20)	1,74 [bcd] *	0,40 [b] (0,23-0,77)	5,36 [b] (4,82-6,29)	0,32 *
			BIHOREAU GRIS		
I.Dickerson	na	1,84 [ad] (1,53-2,05)	0,41 *	6,55 *	0,12 *
I. Hérons	na	1,89 [ac] (1,72-2,05)	0,42 *	5,81 *	0,27 *
Laterrière[T]	na	1,62 [ab] *	0,46 *	5,7 *	0,22 *
Lac Kénogami[T]	na	2,07 [a] (1,71-2,26)	0,52 *	7,05 *	na *
Battures aux Loups Marins	na	1,48 [ab] (1,20-1,68)	0,37 *	3,58 *	0,19 *
I. Corneille	na	1,22 [bd] *	0,26 *	3,61 *	0,19 *
I. St-Barnabé	na	1,21 [ab] (0,83-1,58)	0,30 *	3,05 *	0,31 *
I. Beauséjour	na	0,28 [b] *	0,06 *	0,94 *	0,19 (0,18-0,20)
Ilets Boisés[T]	na	0,85 [bcd] *	0,27 *	3,24 *	0,20 *

T : colonies témoins.

* : 1 échantillon composite.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05).

Tableau 6 Rapport de la concentration de mercure dans le foie sur celle des oeufs chez les jeunes hérons et bihoreaux

Colonie	**Rapport Grand Héron**	**Colonie**	**Rapport estimé Bihoreau gris**
Ile Dickerson	2,00	Ile Dickerson	2,01
Ile aux Hérons	3,84	Ile aux Hérons	0,76
Grande Ile	2,39	Laterrière	1,47
Petit Lac Jacques Cartier	2,19	Kénogami	1,37
		Batt. Loups Marins	1,16
Ile de la Corneille	1,84	Ile de la Corneille	0,94
Ile St-Barnabé	2,86	Ile St-Barnabé	0,58
Ile Beauséjour	0,95	Ile Beauséjour	0,23
Ile du Petit Caouis	1,35	Ilets Boisés	0,93

Le Tableau 7 donne les concentrations en arsenic, sélénium et cadmium dans les tissus des hérons et des bihoreaux. On observe une différence très significative ($p<0,001$) entre les colonies dans les concentrations en arsenic et en sélénium dans les reins des deux espèces. Les hérons de l'île Saint-Barnabé montrent les teneurs les plus élevées en arsenic et en sélénium dans les reins et le sang. On constate que les colonies situées en eau salée montrent des teneurs plus élevées en arsenic que celles situées en eau douce. Les teneurs en cadmium sont inférieures à la limite de détection presque partout. La valeur la plus élevée est observée dans le rein d'un jeune héron de l'île Dickerson en 1992, 1,02 µg/g. Les jeunes bihoreaux de l'île Saint-Barnabé montrent les teneurs les plus élevées en sélénium, mais celles-ci ne sont pas aussi élevées que chez les hérons. Comme pour ces derniers, les colonies situées en eau salée montrent des teneurs plus élevées en arsenic que celles situées en eau douce, sauf à l'île Saint-Barnabé. Les teneurs en cadmium sont toutes inférieures à la limite de détection.

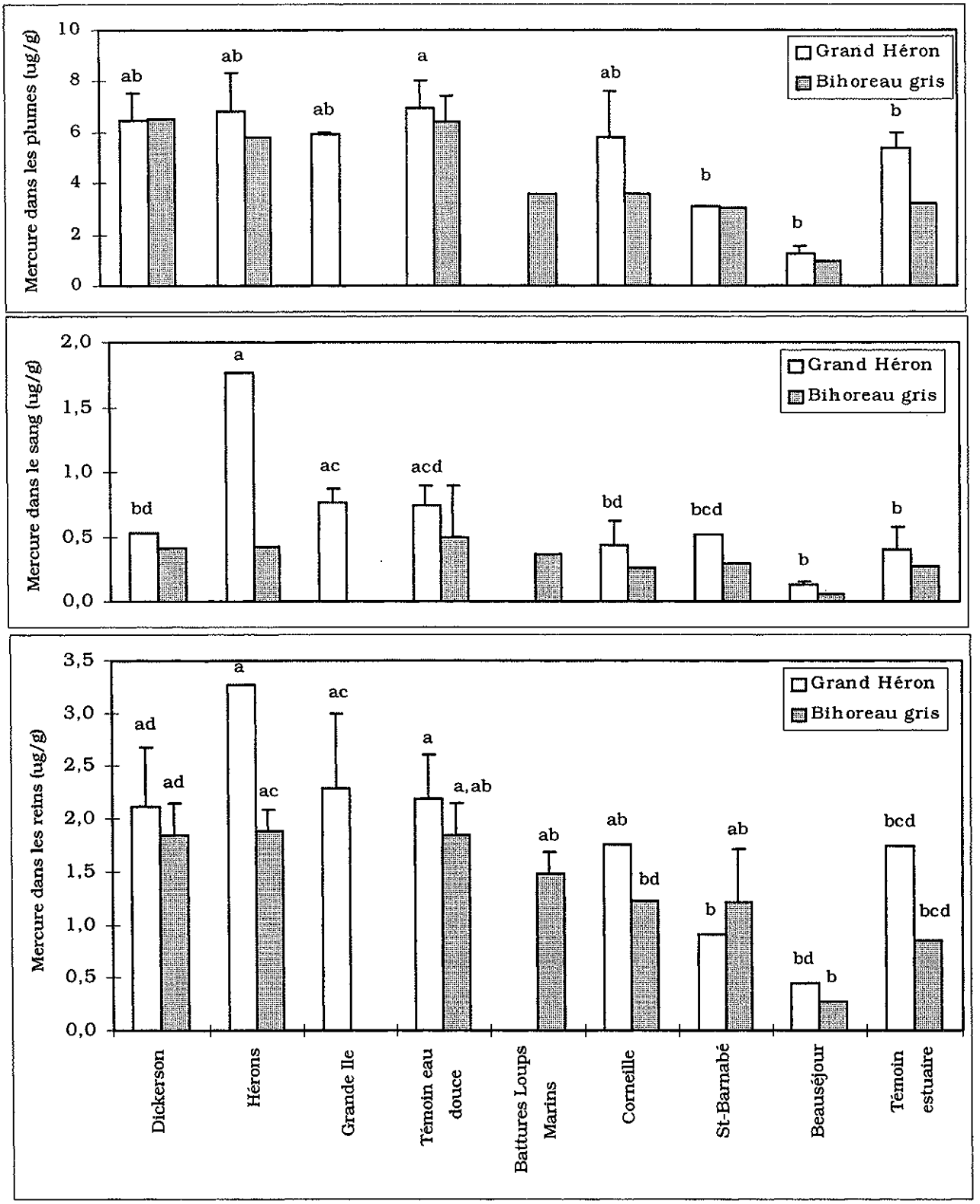


Figure 5. Concentrations de mercure dans les plumes, le sang et les reins des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris (Les colonies montrant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05)).

Tableau 7 Concentrations moyennes (minimum-maximum) d'arsenic, de sélénium et de cadmium dans les reins (poids sec) et le sang (poids frais) des jeunes hérons et bihoreaux

COLONIE	REIN			SANG		
	As (µg/g)	Se (µg/g)	Cd (µg/g)	As (µg/L)	Se (µg/L)	Cd (µg/L)
			GRAND HÉRON			
I.Dickerson (1991)	0,05[ac] *	6,36[ac] *	<0,20	0,018 *	na	0,007 *
I.Dickerson (1992)	0,05[ac] (0,04-0,07)	6,42[ac] (5,19-8,25)	0,22 (<0,20-1,02)	0,040 *	3,92 *	<0,12
I. aux Hérons	0,06[ab] *	7,10[ab] *	<0,20	0,018 *	na	0,008 *
Grande Ile (1991)	0,05[ac] *	5,84[bc] *	<0,20	0,016 *	na	0,013 *
Grande Ile (1992)	0,05[ac] (0,03-0,19)	7,16[bc] (5,82-9,34)	0,15 (<0,20-0,40)	0,030 *	3,65 *	<0,12
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	0,05[a] *	8,45[b] *	<0,20	na	na	<0,06
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	0,02[a] (0,02-0,03)	7,20[b] (6,08-8,24)	0,16 (<0,20-0,48)	0,030 *	4,47 *	<0,12
I. Corneille	0,45[b] *	6,00[a] *	<0,20	na	na	na
I. St-Barnabé	0,71[b] *	12,92[b] *	<0,20	0,196 *	na	0,002 *
I. Beauséjour	0,58[bc] *	7,30[bc] *	<0,20	na	na	na
I. Petit Caouis[T]	0,19[bc] *	6,48[ab] *	<0,20	na	na	na
			BIHOREAU GRIS			
I.Dickerson	<0,13[a]	6,60[ac] (5,26-7,38)	<0,7	<0,05 *	0,74 *	<0,10
I. Hérons	<0,13[a]	4,97[ab] (0,46-7,24)	<0,7	<0,05 *	0,80 *	<0,10
Laterrière[T]	0,06[a] *	4,63[b] *	<0,7	na	na	na
Lac Kénogami[T]	<0,13[a]	5,12[bc] (4,99-5,24)	<0,7	<0,05 *	0,74 *	<0,10 *
Battures aux Loups Marins	0,36[ab] (<0,13-0,60)	6,21[ab] (4,53-7,58)	<0,7	<0,05 *	0,77 *	<0,10 *
I. Corneille	0,33[b] *	5,88[ab] *	<0,7	na	na	na
I. St-Barnabé	0,11[ab] (<0,13-0,15)	7,65[a] (6,53-8,77)	<0,7	<0,05 *	1,03 *	<0,10 *
I. Beauséjour	0,80[b] *	5,93[ab] *	<0,7	na	na	na
Ilets Boisés[T]	0,91[b] *	4,65[ab] *	<0,7	na	na	na

T : colonies témoins.
* : 1 échantillon composite.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05).

3.2.2 Biphényles polychlorés et pesticides organochlorés

On observe une différence très significative ($p<0,001$) entre les colonies dans les concentrations de BPC dans le foie et le sang des deux espèces (Tableau 8). Dans le foie des jeunes hérons, on observe un gradient de l'amont vers l'aval, avec des maximum aux colonies des îles Dickerson et aux Hérons (Figure 6). On observe la même répartition dans le sang, malgré de faibles concentrations et l'absence de données pour plusieurs colonies. Les colonies témoins du Petit Lac Jacques-Cartier et du Petit Caouis sont les moins contaminées, tant dans le foie que dans le sang. Dans le foie et le sang des jeunes bihoreaux, les concentrations de BPC total montrent une répartition spatiale bimodale, avec des maximum à l'île Dickerson et à la Batture aux Loups Marins. Dans les oeufs, les concentrations de BPC total montrent un maximum à l'île Saint-Barnabé pour le héron et à l'île aux Hérons pour le bihoreau.

La Figure 7 illustre la répartition des principaux congénères de BPC à chaque colonie, dans le foie des jeunes de héron et de bihoreau. La somme de ces neuf (9) congénères varie de 56 à 87 % chez les hérons et de 60 à 95 % chez les bihoreaux. Le groupe des isomères à 6 atomes de chlore (#138 et 153) est dominant à la majorité des colonies, alors que le groupe à 5 atomes de chlore (#87, 99, 110 et 118) domine chez les hérons de l'île Dickerson. En effet, alors que le groupe à 6 chlores représente de 33 à 54 % des BPC totaux aux autres colonies pour les deux espèces, il ne compte que pour 25 % chez les hérons de l'île Dickerson. Comme les composés moins chlorés se dégradent plus rapidement dans l'environnement, on les retrouve en plus grande proportion aux colonies plus contaminées. Seulement six (#105, 118, 128, 138, 158 et 170) des congénères mesurés présentent une activité au site récepteur aryl-hydrocarbone. Leur contribution aux BPC totaux du foie varie de 25 à 40 % aux différentes colonies, mais leur contibution en terme d'équivalents toxiques de TCDD est faible.

Afin de déterminer si les BPC présents dans les tissus des hérons et des bihoreaux proviennent d'une contamination locale, nous avons calculé le rapport BPC dans le foie sur BPC dans les oeufs, après avoir multiplié la concentration en poids humide de BPC dans le foie et les oeufs par leur poids moyen respectif à chaque colonie. Un rapport de 1,0 signifie que la quantité totale de BPC contenue dans le foie est égale à celle contenue dans un oeuf. Les valeurs obtenues, toutes inférieures à 1, indiquent que la quantité de BPC dans le foie est inférieure à ce qui se trouvait dans les œufs récoltés à la même colonie (Tableau 9). Cependant, comme nous n'avons pas estimé la quantité totale de BPC dans tout le corps des hérons et des bihoreaux, nous ne pouvons pas conclure que ceux-ci n'accumulent pas de BPC à ces colonies.

Tableau 8 Concentrations moyennes (minimum-maximum, poids humide) de BPC total dans le foie et le sang des jeunes hérons et bihoreaux et dans les oeufs

COLONIE	FOIE (µg/g)	SANG (µg/L)	OEUFS (µg/g)
		GRAND HÉRON	
I.Dickerson (1991)	0,490 [a] *	0,062 *	3,482 *
I.Dickerson (1992)	0,317 [a] (0,135-0,505)	na	na
I. aux Hérons	0,440 [a] *	0,071 *	3,448 *
Grande Ile (1991)	0,198 [a] *	0,022 *	2,300 *
Grande Ile (1992)	0,188 [a] ((0,078-0,486)	na	na
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	0,013 [b] *	0,002 *	1,601 *
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	0,034 [b] (0,011-0,082)	na	na
I. Corneille	0,218 [a] (0,047-0,551)	na	3,288 (0,434-6,772)
I. St-Barnabé	0,076 [a] *	0,019 *	4,770 *
I. Beauséjour	0,094 [a] (0,045-0,155)	na	2,756 *
I. Petit Caouis[T]	0,019 [b] (0,002-0,070)	na	0,469 (0,284-1,253)
		BIHOREAU GRIS	
I.Dickerson	0,381 [a] (0,196-0,624)	0,051 *	1,05 *
I. Hérons	0,200 [ac] (0,058-0,309)	0,022 *	5,66 *
Laterrière[T]	0,023 [b] *	0,001 (0,001-0,002)	1,33 *
Lac Kénogami[T]	0,078 [bc] (0,011-0,181)	0,011 *	4,60 *
Battures aux Loups Marins	0,362 [ac] (0,087-0,682)	0,061 *	3,27 *
I. Corneille	0,219 [ab] *	0,039 (0,009-0,069)	2,48 *
I. St-Barnabé	0,042 [bc] (0,019-0,064)	0,004 *	2,86 *
I. Beauséjour	0,091 [ab] *	na	0,87 *
Ilets Boisés[T]	0,024 [ab] *	0,004 *	0,43 *

T : colonies témoins.

* : 1 échantillon composite.
Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05).

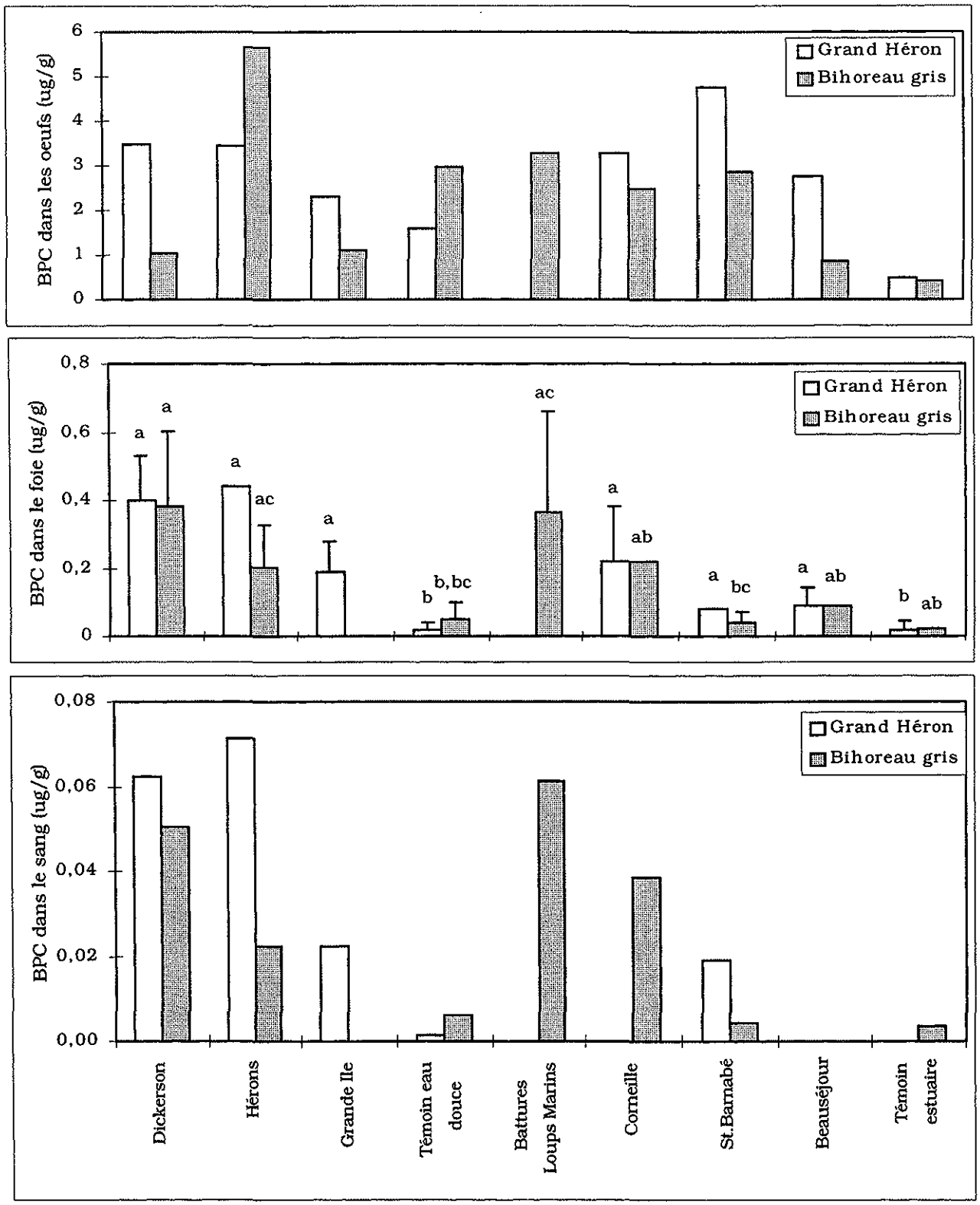
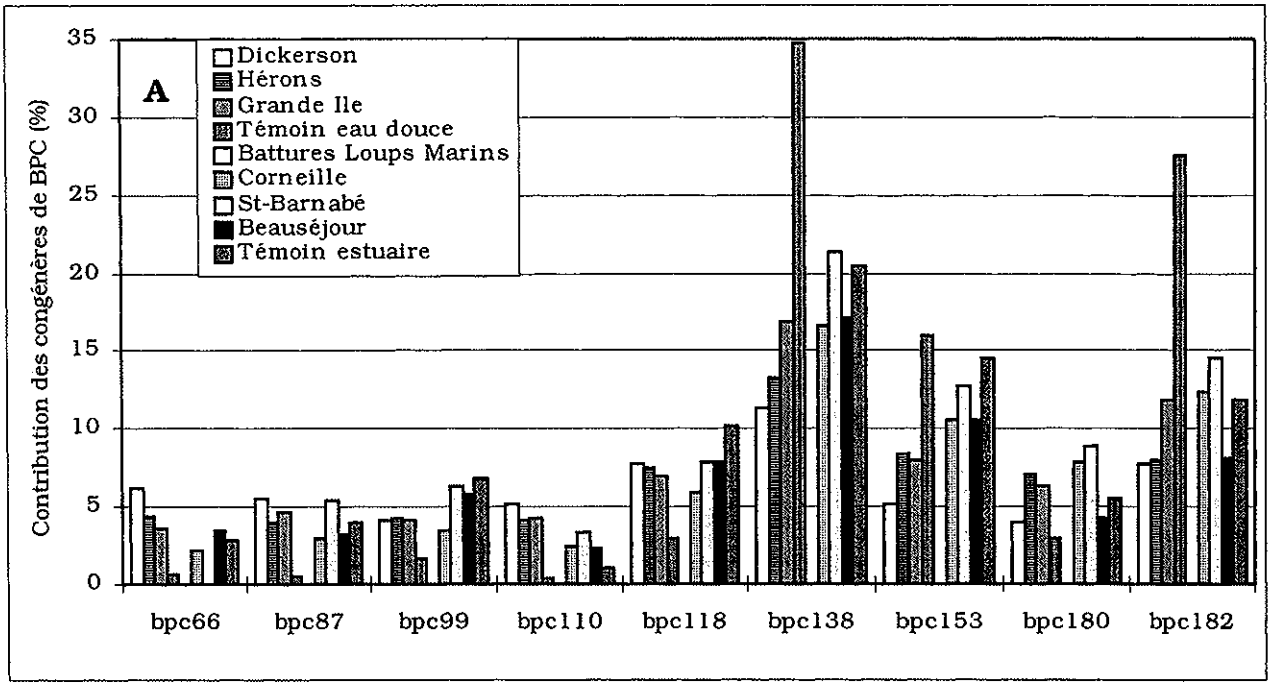


Figure 6. Concentrations de BPC total dans les oeufs, le foie et le sang des jeunes de Grand Héron et de Bihoreau gris (Les colonies montrant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Q (p>0,05)).



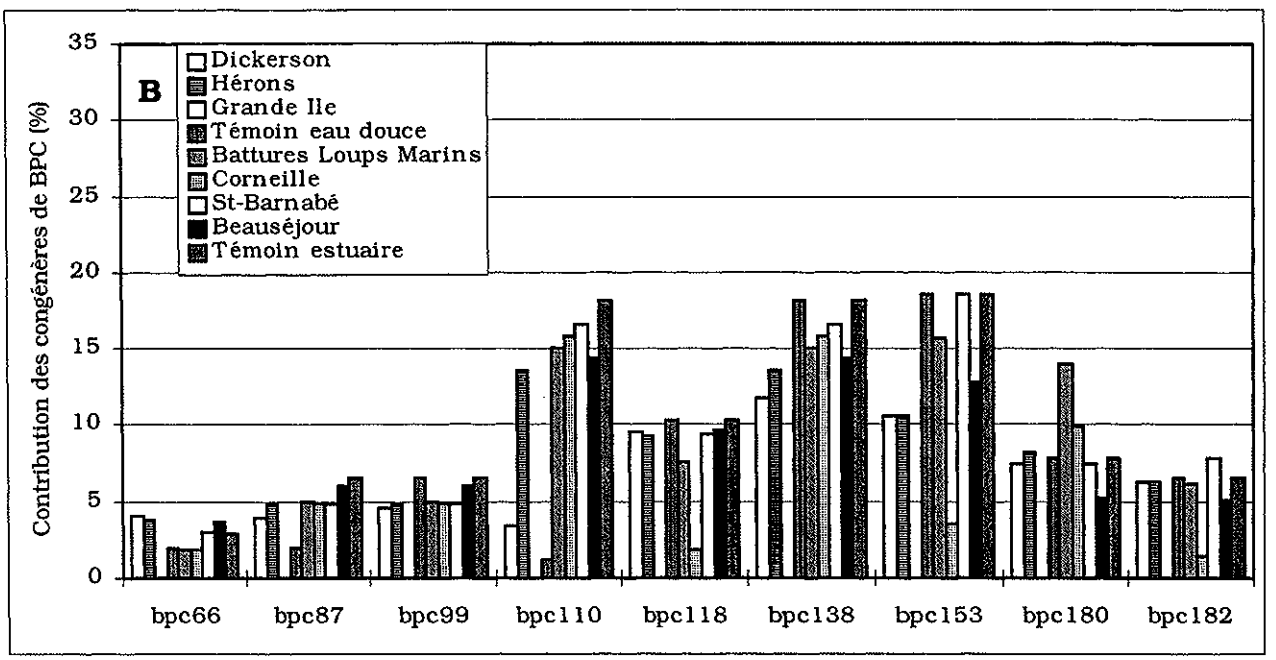


Figure 7. Contribution des principaux congénères de BPC dans le foie des jeunes de Grand Héron (A) et de Bihoreau gris (B)

Tableau 9 Rapport de la concentration de BPC dans le foie sur celle dans les oeufs chez les jeunes hérons et bihoreaux

Colonie	**Rapport Grand Héron**	**Colonie**	**Rapport Bihoreau gris**
Ile Dickerson	0,17	Ile Dickerson	0,36
Ile aux Hérons	0,22	Ile aux Hérons	0,03
Grande Ile	0,11	Laterrière	0,02
Petit Lac Jacques Cartier	0,01	Kénogami	0,02
		Batt. Loups Marins	0,14
Ile de la Corneille	0,08	Ile de la Corneille	0,09
Ile St-Barnabé	0,03	Ile St-Barnabé	0,02
Ile Beauséjour	0,05	Ile Beauséjour	0,09
Ile du Petit Caouis	0,03	Ilets Boisés	0,05

Sur les 21 pesticides organochlorés ou métabolites mesurés, la majorité (11/21) ont été rarement détectés. Les niveaux des principaux pesticides organochlorés mesurés dans le foie des hérons et des bihoreaux (Tableau 10) apparaissent faibles à l'ensemble des colonies. Malgré ces faibles concentrations, on observe une différence très significative ($p<0,001$) entre les colonies pour la majorité d'entre eux. Le contaminant présent en plus forte concentration est le pp'-DDE, pour lequel on observe des valeurs maximales de 0,21 µg/g chez un héron et de 0,35 µg/g chez un bihoreau de l'Île à la Corneille. Toujours pour le DDE, le bihoreau présente deux valeurs moyennes supérieures à 0,1 µg/g, à l'Île Dickerson et à la Batture aux Loups Marins.

Tableau 10 Concentrations moyennes (minimum-maximum, poids humide) des principaux pesticides organochlorés dans le foie des jeunes hérons et des bihoreaux

COLONIE	Époxy. Hept. (µg/g)	Dieldrine (µg/g)	pp'-DDE (µg/g)	HCB (µg/g)	t-Nonachlore (µg/g)	Oxychlore (µg/g)
			GRAND HÉRON			
I.Dickerson (1991)	0,002 *	0,010 *	0,049 *	0,001 *	0,005 *	0,001 *
I.Dickerson (1992)	0,002 (0,001-0,003)	0,002 (nd-0,006)	0,057 (0,015-0,140)	0,001 (0,001-0,001)	0,005 (0,002-0,011)	0,002 (0,001-0,005)
I. aux Hérons	0,003 *	0,007 *	0,053 *	0,002 *	0,011 *	0,002 *
Grande Ile (1991)	0,003 *	0,015 *	0,055 *	0,0001	0,014 *	0,004 *
Grande Ile (1992)	0,002 (0,001-0,004)	0,001 (nd-0,003)	0,059 (0,016-0,136)	0,001 (0,0004-0,002)	0,005 (0,002-0,012)	0,002 (0,001-0,005)
Petit L.J.Cartier[T] (1991)	0,002 *	0,006 *	0,018 *	<0,0001	<0,0001	0,001 *
Petit L.J.Cartier[T] (1992)	0,003 (0,002-0,006)	0,0002 (nd-0,002)	0,021 (0,005-0,079)	0,001 (0,0005-0,001)	0,002 (0,001-0,002)	0,002 (0,001-0,003)
I. Corneille	0,002 (0,001-0,003)	0,004 (0,002-0,006)	0,059 (0,010-0,208)	0,001 (0,001-0,004)	0,005 (0,001-0,011)	0,002 (0,001-0,004)
I. St-Barnabé	0,003 *	0,010 *	0,023 *	0,019 *	0,005 *	0,001 *
I. Beauséjour	0,002 (0,002-0,002)	0,006 (0,004-0,008)	0,031 (0,010-0,067)	0,002 (0,001-0,004)	0,006 (0,003-0,014)	0,002 (0,001-0,004)
I. Petit Caouis[T]	0,001 (nd-0,007)	0,004 (nd-0,020)	0,025 (0,003-0,115)	0,001 (nd-0,002)	0,001 (nd-0,004)	0,001 (nd-0,004)
			BIHOREAU GRIS			
I.Dickerson	0,004 (0,003-0,004)	0,012 (0,004-0,022)	0,150 (0,051-0,267)	0,001 (0,001-0,002)	0,006 (0,004-0,007)	0,004 (0,002-0,005)
I. Hérons	0,003 (0,002-0,005)	0,009 (0,005-0,011)	0,062 (0,049-0,088)	0,001 (nd-0,002)	0,005 (0,004-0,006)	0,003 (0,003-0,003)
Laterrière[T]	0,001 (0,001-0,002)	0,001 (nd-0,003)	0,019 (0,006-0,062)	0,001 (0,0004-0,001)	0,001 (nd-0,002)	0,001 (0,001-0,002)
Lac Kénogami[T]	0,003 (0,002-0,004)	0,002 (0,001-0,003)	0,022 (0,005-0,036)	0,001 (nd-0,001)	0,001 (nd-0,003)	0,003 (0,002-0,004)
Battures aux Loups Marins	0,009 (0,004-0,018)	0,019 (0,005-0,038)	0,116 (0,021-0,241)	0,002 (0,001-0,004)	0,013 (0,003-0,026)	0,009 (0,001-0,020)
I. Corneille	0,006 (0,002-0,027)	0,008 (0,002-0,037)	0,082 (0,009-0,352)	0,003 (0,001-0,015)	0,007 (0,001-0,035)	0,005 (0,001-0,025)
I. St-Barnabé	0,003 (0,002-0,004)	0,004 (0,003-0,005)	0,019 (0,004-0,034)	0,0004 (nd-0,001)	0,003 (0,002-0,003)	0,002 (0,002-0,002)
I. Beauséjour	0,004 (0,002-0,008)	0,007 (0,004-0,010)	0,024 (0,013-0,030)	0,003 (0,002-0,005)	0,006 (0,004-0,009)	0,003 (0,002-0,005)
Ilets Boisés[T]	0,002 (0,001-0,003)	0,003 (0,003-0,003)	0,007 (0,006-0,007)	0,001 (0,001-0,001)	0,002 (0,001-0,002)	0,002 (0,001-0,003)

T : colonies témoins.

* : 1 échantillon composite.

3.3 RELATIONS ENTRE CONTAMINATION ET MESURES BIOLOGIQUES

Étant donné le grand nombre de variables, seules les relations très significatives ($p < 0,01$) ont été retenues pour présentation.

En général, les relations entre les variables biologiques et les contaminants organiques sont plus fortes que celles avec les métaux lourds. Chez le Grand Héron, peu de variables biologiques montrent des relations très significatives avec les contaminants. Parmi les métaux, la relation la plus élevée est observée entre l'arsenic dans le rein et ÉROD dans le foie, tandis que le Hg et le Cd dans le rein montrent une relation négative avec ÉROD (Tableau 11). Aucune information n'a pu être trouvée sur la relation entre les métaux et les oxidases à fonctions mixtes. Parmi les variables biologiques montrant des relations avec les composés organiques, le rétinol dans le plasma et dans le foie, de même que le palmitate de rétinol, sont reliés très significativement à plusieurs composés organiques, tandis que l'ÉROD montre un relation négative avec la dieldrine (Tableau 11).

Chez le Bihoreau gris, les relations entre les variables biologiques et les contaminants diffèrent de celles observées chez le héron. La plus forte relation avec les métaux est celle entre le Hg dans le rein et le ratio poids du foie : poids du corps (F/C) (Tableau 12). Chez le bihoreau, un plus grand nombre de variables biologiques montrent des relations significatives avec les contaminants organiques que chez le héron, bien que ces relations soient moins fortes. Plusieurs organochlorés montrent une relation négative avec le tarse, semblant indiquer que la contamination diminue à mesure que l'oiseau grandit. La plus forte relation est observée entre le GGT et l'octachlorostyrène. Le GGT est aussi relié à la majorité des contaminants organiques.

Afin de dégager un portrait global de la condition des colonies de Grand Héron et de Bihoreau gris en fonction de ces variables biologiques et chimiques, des analyses de groupement et en composantes principales ont été effectuées. La Figure 8 illustre la dispersion des colonies de Grand Héron (A) et de Bihoreau gris (B) sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales, avec les variables les plus significatives. Chez les deux espèces, les colonies en eau douce et les plus en amont sont généralement les plus contaminées en mercure et en BPC et présentent les niveaux les plus faibles en vitamine A. Le premier axe explique 71,7 % de la variabilité dans le cas des hérons et 51,1 % dans celui des bihoreaux.

Tableau 11 Corrélations de Kendall entre les variables biologiques et les contaminants dans les tissus des jeunes de Grand Héron

	As (rein)	Hg (rein)	Cd (rein)	Se (rein)	BPC (foie)	ppDDE (foie)	t-nonac. (foie)	c-nonac. (foie)	cis-chlor. (foie)	Dieldrine (foie)	p-mirex (foie)	Mirex (foie)	OctaCS (foie)
Age				0,30									
Albumine					-0,34	-0,30					-0,35	-0,29	
Hématocrite	-0,34												
K		0,27											-0,26
Ca	0,34	-0,44	-0,39								-0,30		
P				-0,33									
Protéines					-0,27	-0,30					-0,30		
Cholestérol					-0,31		-0,24	-0,25			-0,34	-0,31	
Glucose			-0,31								-0,31	-0,33	-0,25
T3				0,25	-0,24		-0,24	-0,25					
Rétinol (plasma)			-0,31	0,27	-0,42	-0,36	-0,28	-0,25	-0,32		-0,50	-0,38	-0,27
Rétinol (foie)			-0,29		-0,41	-0,36	-0,24		-0,38		-0,46	-0,32	-0,29
Palm.rétinol (foie)	0,25	-0,28	-0,33		-0,43	-0,33	-0,24	-0,24	-0,31		-0,49	-0,36	-0,26
ÉROD(foie)	0,60	-0,41	-0,54							-0,54			
Porphyrine (foie)		-0,27											

Tableau 12 Corrélations de Kendall entre les variables biologiques et les contaminants dans les tissus des jeunes de Bihoreau gris

	As (rein)	Hg (rein)	Se (rein)	BPC (foie)	ppDDD (foie)	ppDDT (foie)	ppDDE (foie)	t-nonac (foie)	c-nonac (foie)	Oxychl (foie)	cis-chl (foie)	Epohep (foie)	Dieldr. (foie)	p-mirex (foie)	Mirex (foie)	HCB (foie)	OctaCS (foie)
Poids						-0,32	-0,29		-0,31	-0,31							
Age						-0,33			-0,31	-0,32							
Tarses				-0,40			-0,40	-0,33	-0,42	-0,34		-0,30	-0,30	-0,41	-0,36	-0,27	-0,30
Ratio F/C	-0,31	0,44															
K	0,34																
Ca		0,33															
Cl		-0,32				-0,38											
Urée					0,38												
Cholest.	0,33							0,32				0,36				0,38	0,34
Triglyc.		0,32															
ALT					0,37				0,34		0,41						
GGT			0,36	0,43			0,32	0,47	0,40	0,34	0,39	0,34	0,49	0,44	0,42	0,48	0,52
PALC	-0,38																
Amylase												-0,31					
T4							0,32										0,36
ALA-d				0,36			0,32	0,32	0,29	0,30		0,28		0,33	0,31		
Rétinol plasma						-0,48	-0,30		-0,32		-0,34						
Rétinol foie		-0,28					-0,29										
Palm. rétinol foie		-0,28				-0,39	-0,32										
ÉROD						0,32											
Porphyr.				0,30	0,36	0,32		0,33	0,33		0,46		0,31				

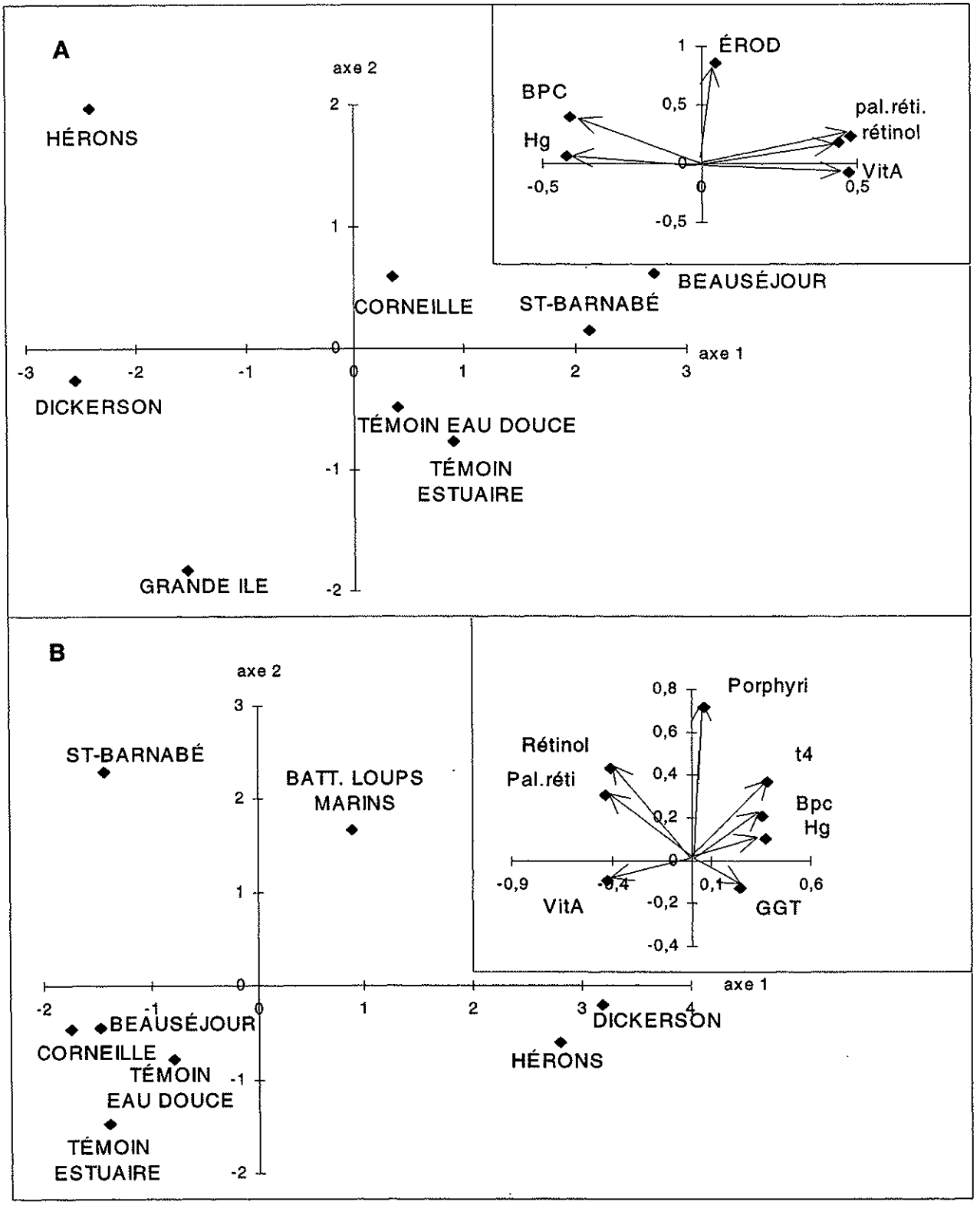


Figure 8. Dispersion des colonies de Grand Héron (A) et de Bihoreau gris (B) sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales en fonction de variables explicatives (BPC dans le foie, Hg dans le rein, GGT, T4, vitamine A dans le sang, rétinol, palmitate de rétinol, ÉROD et porphyrine dans le foie)

4 DISCUSSION

Conditions physiologiques des jeunes Grands Hérons et Bihoreaux gris du Saint-Laurent

Observations morphologiques

On a constaté certaines différences morphologiques entre les colonies du Saint-Laurent chez les deux espèces. Dans le cas du bihoreau, les niveaux de BPC et de plusieurs contaminants organiques semblent diminuer avec l'augmentation de la longueur du tarse. Hoffman *et al.* (1986 et 1993) ont observé que des embryons de Bihoreau gris avaient un rapport fémur/poids total plus petit à un site contaminé ainsi qu'une association entre le niveau de BPC dans les œufs et le poids de l'embryon. Hart *et al.* (1991) ont aussi observé une diminution de la croissance chez le Grand Héron, reliée à la contamination par les dioxines. Rattner *et al.* (1997) ont obtenu des relations inverses entre le poids des jeunes bihoreaux et les concentrations de BPC et de quelques organochlorés. La différence de croissance peut être causée par les contaminants ou par des différences nutritionnelles. Comme mentionné précédemment, cette relation peut aussi s'expliquer par la dilution des contaminants dans l'organisme lorsque l'oiseau grandit.

Analyses cliniques sanguines

Bien que les valeurs hématologiques et biochimiques normales ne sont pas établies pour la majorité des espèces d'oiseaux sauvages (G. Fitzgerald, comm. pers.), la biochimie clinique est de plus en plus utilisée en toxicologie faunique (Fairbrother 1994). Plusieurs paramètres cliniques sanguins montrent des différences significatives entre les colonies chez les deux espèces. L'hématocrite semble se situer dans les valeurs normales chez la majorité des individus de cette étude, soit entre 35 et 55 %. Seuls deux jeunes hérons, un de l'île à la Corneille et un de l'île du Petit Caouis, affichent un hématocrite inférieur à 25 %, signe probable d'anémie, une situation fréquente chez les cadets d'une nichée. Les protéines totales se situent généralement entre 35 et 60 g/L et sont généralement plus faibles chez les jeunes oiseaux (Fowler 1986). L'albumine, une protéine de transport de plusieurs molécules dans le sang, peut indiquer des problèmes si elle est trop basse. La bilirubine, la créatinine et l'urée sont des paramètres mineurs offrant peu de valeur diagnostique. Bien qu'ils soient assez souvent mesurés, le glucose et le cholestérol semblent peu utiles comme outil diagnostique. Le niveau normal de glucose est plus élevé chez les oiseaux que chez les mammifères et plus élevé chez les jeunes que chez les adultes (Fowler 1986). Le glucose sanguin est contrôlé par plusieurs facteurs et peut également varier en fonction des conditions de prélèvement et d'entreposage. Malgré les variations observées dans cette étude, les niveaux mesurés semblent normaux. Le cholestérol est un précurseur de plusieurs hormones et des acides biliaires ; des valeurs élevées pourraient indiquer un problème au niveau hépatique ou thyroïdien (Fowler 1986). Les niveaux de calcium,

sodium, chlore, potassium et phosphore présentent peu d'intérêt. Une augmentation de phosphore peut indiquer une atteinte rénale. Quant au potassium, les valeurs les plus élevées seraient le résultat d'une hémolyse avant centrifugation des échantillons.

Nos valeurs de AST chez le jeune héron se comparent à celles de Polo *et al.* (1994), tandis que celles des bihoreaux sont plus élevées, ce qui pourrait indiquer une atteinte hépatique ou musculaire. Les valeurs de CK semblent toutes élevées, ce qui peut indiquer une atteinte musculaire ou simplement une croissance rapide. Les valeurs de GGT, LDH et PALC semblent normales (Polo *et al.* 1994), tandis que l'amylase est élevée, possiblement à cause de la croissance. La LDH est une enzyme cytoplasmique présente dans tous les tissus et qui joue un rôle important dans le cycle glycolytique et est donc importante pour la physiologie musculaire (Gupta *et al.* 1991). Dans la majorité des cas de dommage au tissu, les activités de la CK et de la LDH augmentent.

Le héron montre une relation négative entre le glucose et le cholestérol d'une part et les BPC et certains organochlorés d'autre part, tandis que le bihoreau montre une relation positive du cholestérol et de la GGT avec certains organochlorés. Chez les poissons, le lindane cause une hausse de glucose et une baisse de cholestérol sanguin, donc hyperglycémie et hypocholestérolémie (Ferrando et Andreu-Moliner 1991). L'exposition au lindane entraîne un dérangement dans le métabolisme des carbohydrates. Dieter (1974) a aussi noté des hausses significatives de AST, LDH et CK suite à l'ingestion de DDE ou d'aroclor 1254 chez des cailles. Chez une population humaine exposée aux BPC par consommation de poissons, les triglycérides et le cholestérol sanguin étaient reliés positivement aux niveaux de BPC dans le sérum (Feeley 1995). Dans une autre étude, les BPC du plasma, l'AST et les triglycérides étaient reliés (Feeley 1995). Il semble que les BPC interfèrent avec le métabolisme des lipides au niveau des microsomes du foie.

Plusieurs mesures au niveau du sang peuvent donc fournir des indications sur l'état de santé général des oiseaux, ou refléter des dérangements métaboliques plus spécifiques pouvant être causés par des contaminants. L'examen du sang de plusieurs individus de la même colonie fournit une évaluation de la santé de cette colonie (Newman *et al.* 1997).

Hormones thyroïdiennes et rétinoïdes

Dans le cadre de cette étude, Boily *et al.* (1994) ont mesuré les rétinoïdes dans les œufs de Grand Héron du Saint-Laurent. Le rétinol ne montrait pas de différence entre les colonies, tandis que le palmitate de rétinol montrait des niveaux significativement plus élevés à la colonie témoin. Les oeufs des colonies marines contiennent plus de vitamine A, possiblement à cause de leur plus grande disponibilité en milieu marin. Il a été démontré que les contaminants peuvent

diminuer la vitamine A dans les poissons et affecter la vitamine A chez les oiseaux piscivores (Branchaud *et al.* 1995 ; Murk *et al.* 1996). Cependant, si les différences inter-colonies dans le ratio R/PR et le palmitate de rétinol étaient attribuables à un facteur nutritionnel, il se reflèterait également dans les niveaux de rétinol et de ß-carotène, un précurseur de rétinoïde, ce qui n'est pas le cas. Les différences observées ne semblent donc pas attribuables à des différences dans les apports alimentaires.

Chez les jeunes hérons, le rétinol et le palmitate de rétinol montrent des différences entre les colonies et sont reliés. Les rétinoïdes montrent des relations significatives avec les BPC et plusieurs organochlorés dans les oeufs, le sang et le foie de jeunes hérons, mais les niveaux d'exposition semblent être sous la limite pouvant causer des effets sur la reproduction. Ces relations sont beaucoup moins évidentes chez les jeunes bihoreaux, chez lesquels on n'observe pas de relation significative entre les BPC et les rétinoïdes dans le foie, bien que le rétinol sanguin et hépatique et le palmitate de rétinol montraient des différences entre les colonies. Une réduction de la concentration en rétinol du plasma serait l'expression d'une déficience en vitamine A, ou d'un changement dans la dynamique de leur métabolisme (Zile 1992), qui pourrait entraîner une plus grande susceptibilité aux infections. Plusieurs symptômes de toxicité des contaminants aromatiques halogénés ressemblent à ceux d'une déficience en vitamine A. Les effets de ces contaminants sur le statut de la vitamine A ont été confirmés par plusieurs études (Zile 1992).

Chez la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*), le rétinol du plasma était relié aux équivalents toxiques (TEQ) dans le jaune d'oeuf du même animal (Bosveld *et al.* 1995). Le palmitate de rétinol dans le jaune d'oeuf des colonies plus polluées était plus bas que dans les colonies moins polluées. Les contaminants interfèrent avec la régulation de l'entreposage et de la mobilisation des rétinoïdes dans le foie. Les concentrations élevées entraînent une augmentation de mobilisation du rétinol de la circulation et une diminution d'entreposage dans le foie. Murk *et al.* (1996) ont observé que des teneurs élevées en contaminants aromatiques polyhalogénés et l'induction d'ÉROD dans les sacs vitellins de la Sterne pierregarin étaient reliés avec une date de ponte tardive, une période d'incubation plus longue et des oeufs et des jeunes plus petits. Des niveaux plus bas de rétinoïdes vitellins et d'hormones thyroïdiennes dans le plasma étaient reliés avec ces trois mêmes variables. Van den Berg *et al.* (1992) ont trouvé des relations significatives chez le Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*) entre les niveaux de mono-ortho-BPC dans le sac vitellin, l'induction d'Érod dans le foie et le T4 dans le plasma. Van den Berg *et al.* (1994) n'ont pas trouvé de différence de rétinol dans le plasma entre deux colonies de Grand Cormoran en Hollande, mais ont noté une différence de 50 % dans les niveaux de T3-T4 entre les colonies. Un autre mécanisme d'interférence au niveau des enzymes du foie entraînerait un métabolisme accru des hormones thyroïdiennes par la bile (excrétion). Le rétinol et le palmitate

de rétinol dans le foie des jeunes agés d'un jour montraient une baisse non significative de 55 % à une colonie contaminée. Une différence dans le succès de reproduction entre les deux colonies a aussi été notée. Les oisillons de la colonie contaminée montraient une augmentation d'ÉROD et du cytochrome p-450, et une baisse de T3-T4 et de palmitate de rétinol du foie.

L'injection de 2,3,7,8-TCDD à des niveaux environnementaux réalistes dans des œufs de héron a entraîné une induction d'ÉROD mais pas d'effets sur les hormones thyroïdiennes ni sur les hormones sexuelles dans le plasma (Janz et Bellward 1996a, 1996b). Les auteurs concluent que les hormones thyroïdiennes ne constituent pas de bons biomarqueurs de toxicité. Murvoll *et al.* (1999) ont quant à eux trouvé une faible relation entre le contenu en BPC du jaune d'œuf et le rétinol du plasma chez les oisillons nouvellement éclos du Cormoran huppé (*Phalacrocorax aristotelis*).

La glande thyroïde joue un rôle important dans les processus métaboliques, le développement et la croissance. Elle produit les hormones thyroxine (T4) et triiodothyronine (T3) qui convertissent l'iodide en iodine dans le plasma (Fossi *et al.* 1994). La réduction du rétinol du plasma et des hormones T3-T4 serait la conséquence d'une interférence d'un métabolite de BPC avec la protéine transporteuse de T3-T4 et de rétinol (Brouwer et van den Berg 1986). Plusieurs substances chimiques, incluant les BPC, altèrent le ratio T3/T4 par action directe sur la glande thyroïde, par interférence avec les protéines de transport ou par perturbation de la fonction hépatique qui inhibe la conversion de T3 en T4 (Rattner *et al.* 1984). Les hormones thyroïdiennes et les rétinoïdes sont considérées comme des indicateurs d'effets endocriniens, parce qu'elles font partie des produits touchés si les processus de production, entreposage et élimination des récepteurs endogènes sont affectés par des substances chimiques (Ankley et Giesy 1998). Seul le T4 est significativement différent entre les colonies de hérons du Saint-Laurent, tandis que le T3 est différent entre les colonies de bihoreaux. Peu de relations sont observées avec les contaminants chez les deux espèces.

Chez des Perchaudes (*Perca flavescens*) du Saint-Laurent, le niveau de T4 était plus bas au site contaminé, tandis que le T3 était plus élevé dans les mâles au site contaminé mais ne montrait pas de différence dans les femelles et les immatures (Hontela *et al.* 1995). Les contaminants peuvent exercer leur action via l'axe hypothalamo-pituitaire-gonade, ou l'axe hypothalamo-hypophysio-interrenal, ou via un métabolisme et une excrétion accrus des hormones thyroïdiennes. Les hormones T3 et T4 interagissent avec le cortisol et ensemble, influencent le métabolisme des carbohydrates. Le cortisol promouvoit la conversion du T4 en T3 et augmente l'excrétion du T3 du plasma.

ALA-d

Le ratio d'ALA-d se situe généralement sous la limite de 2,0 considérée comme indicatrice d'une exposition récente au plomb (Scheuhammer 1989). Ceci est confirmé par l'absence de détection de plomb dans nos échantillons. La mesure de l'enzyme ALA-d, dont l'inhibition entraîne une baisse de la production d'hémoglobine (Pain 1989), est largement acceptée comme indicateur de l'exposition au plomb. Plusieurs auteurs rapportent des baisses importantes de l'activité de l'ALA-d chez différentes espèces en relation avec des niveaux élevés de plomb dans le sang (Kendall et Scanlon 1982; Gonzalez et Tejedor 1992; Blus *et al.* 1995). Bien que peu utilisé, le ratio ALA-d activé sur ALA-d inhibé est moins affecté par la variabilité individuelle et les sources d'erreurs que la simple mesure de l'activité enzymatique (Pain 1989; Scheuhammer 1989).

Biomarqueurs hépatiques

Les oxidases à fonctions mixtes (OFM) catalysent un large spectre de réactions qui rendent les substrats plus faciles à éliminer. Ils sont aussi importants dans la synthèse et le métabolisme de nombreux composés endogènes incluant les stéroïdes (Rattner *et al.* 1989). L'induction des OFM accroît souvent le développement de la tolérance et peut favoriser une réduction de la toxicité aussi bien que la génération de métabolites plus toxiques (Rattner *et al.* 1997). Selon Ronis *et al.* (1987), les oiseaux piscivores sont sensibles aux effets des contaminants et constituent d'excellents bioaccumulateurs de polluants liposolubles entre autres à cause de leur faible activité monooxygénase. Moore *et al.* (1991) ont observé que le 2,3,7,8-TCDD pouvait inhiber la mobilisation du cholestérol pour le système enzymatique des OFM et ainsi perturber la stéroïdogénèse.

Les Grands Hérons de Colombie-Britannique ont fait l'objet d'études suite à une contamination en dioxines et furannes reliée aux usines de pâtes et papiers. Des embryons et des adultes exposés à des concentrations environnementales réalistes de 2,3,7,8-TCDD ont montré une induction significative de l'activité de plusieurs testostérones hydroxylases (Sanderson *et al.* 1997). L'induction n'était plus apparente chez les oisillons après sept jours. Une relation significative a aussi été observée entre l'ÉROD et la testostérone hydroxylase chez les oisillons nouvellement éclos. (Bellward *et al.* 1990). L'exposition aux contaminants aux sites de reproduction est plus clairement établie à l'aide des oisillons dont la nourriture provient de sources locales et dont la croissance rapide diminue l'influence des polluants contenus dans l'oeuf (Rattner *et al.* 1997).

Chez des embryons de bihoreau de différents sites aux États-Unis, les activités des enzymes AHH, BROD, ÉROD, et ÉCOD étaient jusqu'à 85 fois plus élevées à la colonie la plus contaminée en BPC et DDE (Rattner *et al.* 1993), et étaient associées aux BPC totaux, aux congénères de BPC, aux équivalents toxiques (TEQs) et aux équivalents de dioxines (TCDD-Eqs)

(Rattner *et al.* 1994). Les enzymes BROD, ÉROD et le cytochrome P450-1A semblent les meilleures mesures de l'exposition aux congénères de BPC agissant par l'intermédiaire du récepteur Ah dans les embryons de bihoreau. Chez des jeunes bihoreaux de dix jours, contrairement aux embryons, l'ÉROD n'était pas différent entre les colonies et n'était pas relié aux contaminants (Rattner *et al.* 1997). Les concentrations de OC-BPC sont plus élevées chez les embryons que chez les jeunes, ce qui explique une plus grande induction du système enzymatique des OFM. Cependant, la comparaison des teneurs totales des jeunes et des embryons indique une accumulation locale importante (Rattner *et al.* 1997), ce que nous n'avons pas pu démontrer pour le fleuve. Les contaminants transférés à l'œuf sont parfois attribués à une source locale, parfois à une source hivernale.

Le Goéland argenté (*Larus argentatus*) est utilisé comme espèce indicatrice des Grands Lacs depuis plus de 25 ans (Peakall et Fox 1987). Selon Peakall *et al.* (1986), qui n'ont pas trouvé de relation entre les concentrations des contaminants organiques et l'induction d'ÉROD, la croissance des jeunes goélands et la dilution de la contamination qui en résulte est trop rapide comparativement au temps nécessaire à l'induction du système enzymatique. Parmi les différents indicateurs biochimiques testés sur cette espèce, les niveaux élevés de porphyrines fournissent un support à l'hypothèse d'une étiologie chimique, bien qu'il ne soit pas possible de relier les niveaux observés aux résidus chimiques. Les goélands des Grands Lacs avaient des niveaux de porphyrines dans le foie au moins dix fois supérieurs à ceux de la côte atlantique (Fox *et al.* 1988), tandis que leurs niveaux de vitamine A étaient inférieurs à ceux de la côte atlantique. Des relations étaient observées entre les porphyrines et les dioxines substituées en positions 2,3,7,8, le DDE, le HCB, le mirex et quelques autres contaminants organiques. Les auteurs suggèrent que plusieurs contaminants contribuent à l'effet porphyrinogène selon différentes combinaisons à différents sites. De plus, certains contaminants moins chlorés sont rapidement métabolisés et peuvent avoir un effet avant leur transformation, ce qui empêche de trouver une relation significative. Bien que les effets sur la santé soient inconnus, les niveaux élevés de porphyrines semblent associés spécifiquement aux organochlorés et constituent un indicateur précoce de toxicité (Fox *et al.* 1988; 1997). Les jeunes hérons et bihoreaux du Saint-Laurent ne montrent pas d'augmentation marquée de leurs niveaux de porphyrines comme les goélands des Grands Lacs. Cependant on observe des différences significatives des niveaux de porphyrines entre les colonies et des relations significatives avec plusieurs contaminants organiques. Le patron des différentes porphyrines est également un bon indicateur de la perturbation du processus biosynthétique de l'hème (Fox *et al.* 1997). Le patron des porphyrines observé chez les oiseaux du Saint-Laurent diffère de celui des goélands des Grands Lacs et semble correspondre à un patron normal, reflétant les niveaux relativement bas de BPC dans nos échantillons. D'autres études ont suggéré la mesure des porphyrines dans les fèces comme indicateur non invasif (Akins *et al.* 1993; De Mattéis et Lim 1994).

Contamination des Grands Hérons et des Bihoreaux gris du Saint-Laurent

La contamination de l'environnement par le mercure est reconnue comme un problème sérieux et largement répandu (Francis *et al.* 1998). Ce métal n'a pas de fonction connue dans l'organisme et peut représenter un risque pour l'humain et pour la faune. Les oeufs de Grand Héron récoltés dans des colonies de la rivière Mississipi (Custer *et al.* 1997) et de Colombie-Britannique (Elliott *et al.* 1989) avaient des niveaux de mercure plus faibles que ceux du Saint-Laurent. Sepulveda *et al.* (1999) ont compilé des données sur le mercure dans les plumes et le sang de plusieurs espèces, dont le Grand Héron et le Bihoreau gris, qui sont généralement semblables ou plus faibles que celles mesurées dans le Saint-Laurent. Cependant les concentrations mesurées dans les oiseaux du Saint-Laurent sont plus faibles que les niveaux associés à la mortalité ou à des problèmes de reproduction chez les ardéidés et d'autres espèces (Blus *et al.* 1985 ; Spalding *et al.* 1994). Les teneurs en mercure dans les oeufs des deux espèces sont inférieures au seuil de 0,5 mg/kg pouvant causer des effets sur la reproduction à toutes les colonies (Fimreite 1971). Dans le sang des hérons, les concentrations de mercure sont presque toutes supérieures au seuil d'effets de 0,5 mg/kg déterminé par Welch (1994) pour les jeunes de Pygargue à tête blanche (*Haliaetus leucocephalus*), tandis que seuls les bihoreaux du Lac Kénogami dépassent ce niveau.

Les oeufs de Grand Héron récoltés dans des colonies de la rivière Mississipi et en Colombie-Britannique avaient de faibles niveaux d'organochlorés (Custer *et al.* 1997 ; Elliott *et al.* 1989). Les oeufs de Grand Héron provenant de douze colonies du Saint-Laurent en 1979 contenaient en moyenne 7,78 µg/g de BPC (mélange 1:1 A1254-A1260), 2,42 µg/g de DDE et 0,14 µg/g de dieldrine (poids humide). L'auteur (Laporte 1982) considérait ces niveaux bas comparativement à d'autres études à la même époque. En Nouvelle-Angleterre, les concentrations de BPC dans les oeufs de bihoreau étaient de 7,45 µg/g (poids frais) dans les nids où 100 % des jeunes ont survécu jusqu'à 15 jours (Custer *et al.* 1983). Une baisse du succès de reproduction des bihoreaux a été reliée aux organochlorés au Lac Ontario mais pas dans l'estuaire du Saint-Laurent (Tremblay et Ellison 1980). Custer et Custer (1995) ont étudié le transfert et l'accumulation des organochlorés des oeufs de bihoreau aux oisillons. Les concentrations de neuf organochlorés diminuent ou restent les mêmes lorsque le jeune grandit, tandis que la masse totale augmente ou demeure la même. Seulement quelques valeurs de BPC dans les œufs de Grand Héron et de Bihoreau gris présentées dans cette étude sont supérieures à 5 mg/kg, ce qui est considéré élevé, tandis qu'aucune n'est supérieure à la limite critique de 16 mg/kg pouvant occasionner des problèmes de développement de l'embryon (Eisler 1986). Cependant, certaines valeurs en provenance d'autres colonies sont plus élevées (Rodrigue *et al.* 2000).

Les concentrations de contaminants dans les jeunes sont plus faibles que dans les œufs. Cependant, elles doivent être mises en relation avec l'âge moyen des oiseaux (38 jours pour les hérons, 24 jours pour les bihoreaux), qui correspond aussi au temps d'exposition. La mesure de la contamination des jeunes est plus représentative de la contamination locale que celle des oeufs ou des adultes, dont une partie peut provenir des aires d'hivernage. Une analyse plus détaillée de la contamination des œufs et des jeunes est présentée dans Rodrigue *et al.* (2000).

Évaluation des biomarqueurs étudiés pour le suivi de la condition du Saint-Laurent

L'analyse de l'ensemble de ces résultats suggère que le niveau de contamination dans le fleuve Saint-Laurent se situe en général en deçà des niveaux d'effets toxicologiques pour le Grand Héron et le Bihoreau gris. Les concentrations des principaux contaminants sont inférieures à celles de nombreux autres endroits en Amérique du Nord où ces espèces ont été étudiées. Le succès de reproduction du Grand Héron est adéquat (DesGranges et Desrosiers, en prép.) et similaire à celui de populations en santé, indiquant que les effets négatifs agissent au niveau des individus et non au niveau de la colonie (Thomas et Anthony 1999). La faible sensibilité relative du Grand Héron aux contaminants et sa position dans la chaîne trophique permettent une accumulation et une biomagnification sans effets immédiats sur les populations. On ne possède cependant pas de données suffisantes pour évaluer la tendance de la population des bihoreaux (Mousseau 1995).

Plusieurs facteurs peuvent expliquer le peu de relations significatives observées entre les biomarqueurs et les contaminants et le peu de différences entre les colonies. Le métabolisme des jeunes oiseaux en croissance est très actif et les concentrations des divers produits mesurés comme biomarqueurs peuvent changer rapidement, ce qui augmente la variance. Certains produits peuvent aussi varier avec le sexe, que nous n'avons pas identifié. De plus les niveaux relativement faibles de contaminants comparativement à d'autres régions ne permettent pas une forte induction des systèmes enzymatiques.

Les biomarqueurs hépatiques n'ont pas montré une bonne sensibilité chez les deux espèces étudiées dans le Saint-Laurent, probablement à cause des faibles niveaux de BPC. Les biomarqueurs les plus sensibles s'avèrent les rétinoïdes et les hormones thyroïdiennes dans le plasma, principalement chez le héron. Le Grand Héron semble une espèce indicatrice plus sensible que le Bihoreau gris, tant sur la base de cette étude que sur celles d'autres chercheurs (Rattner *et al.* 1997). Selon Murvoll *et al.* (1999), la mesure du rétinol du plasma seul ne constitue pas un bon indicateur de l'exposition aux BPC, parce que plusieurs mécanismes

parfois contradictoires peuvent influencer les niveaux de rétinol plasmatique. La mesure combinée des rétinoïdes des œufs et du plasma, des hormones thyroïdiennes, de certains paramètres cliniques sanguins, de la croissance et du succès de reproduction permet une évaluation plus précise de l'état de santé des jeunes oiseaux.

Dans le cadre de cette étude, des techniques non létales ont été developpées et utilisées, qui permettent d'éviter de sacrifier les animaux tout en obtenant une bonne mesure de leur exposition aux contaminants en utilisant des œufs, du sang et des plumes. De plus, l'utilisation de ces techniques nous permet de baguer les oiseaux, ce qui fournit un autre élément de suivi intéressant. L'utilisation du sang nous renseigne sur l'exposition aux contaminants (mercure, autres métaux et contaminants organiques), tandis que les plumes nous renseignent sur l'accumulation du mercure. Bien que plus faibles, les concentrations en BPC, en DDE et en mercure dans le sang sont fortement corrélées avec celles du foie (Rodrigue *et al.* 2000). Le sang permet aussi d'analyser divers biomarqueurs comme la vitamine A et les hormones thyroïdiennes, qui nous renseignent sur le fonctionnement du système endocrinien. Ces biomarqueurs ont montré des différences significatives entre les colonies et des corrélations négatives significatives avec la contamination des différents tissus des jeunes hérons.

Ces indicateurs sont recommandés dans le cadre d'un programme de surveillance de la condition du Saint-Laurent qui porterait sur la dynamique des populations et la santé des jeunes du Grand Héron. Cette espèce constitue selon nous, une bonne espèce sentinelle susceptible de nous informer rapidement d'une détérioration locale ou régionale de la qualité chimique et/ou écologique du Saint-Laurent dans son ensemble, soit du tronçon fluvial au golfe Saint-Laurent.

Les modalités d'opération du réseau de suivi du Grand Héron sont présentées à l'annexe 3.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS EN VUE DE L'UTILISATION DU GRAND HÉRON COMME ESPÈCE SENTINELLE DE LA CONDITION DU SAINT-LAURENT

L'analyse des résultats biologiques et chimiques de cette étude a conduit au choix du Grand Héron comme espèce indicatrice dans le cadre du réseau de suivi de la condition du Saint-Laurent. Le Grand Héron répond à plusieurs des principaux critères généralement utilisés pour le choix d'une espèce indicatrice. Le fait de pouvoir accumuler de grandes concentrations de contaminants résulte souvent en une moins grande sensibilité face à ces contaminants, ce qui est le cas du Grand Héron. Cependant, malgré ce fait, nos résultats démontrent que certains biomarqueurs sont suffisamment sensibles pour indiquer des différences entre les colonies et les sections du Saint-Laurent, reflétant ainsi les variations locales et régionales de contamination, même aux faibles niveaux rencontrés dans l'écosystème du Saint-Laurent. Les biomarqueurs retenus dans le cadre du réseau de suivi de la condition du Saint-Laurent sont les rétinoïdes dans les œufs, le rétinol plasmatique, les hormones thyroïdiennes et les paramètres cliniques sanguins.

Le réseau de suivi de la condition du Saint-Laurent a été mis en place et ses opérations ont débuté en 1996. Un premier échantillonnage des colonies-échantillons de Grand Héron a été effectué dans le cadre du nouveau réseau en 1996 et 1997. Les données sont présentement en cours d'analyse. On prévoit retourner à ces colonies à un intervalle de cinq ans (Annexe 3). Des recherches additionnelles permettraient d'améliorer notre compréhension du fonctionnement de l'écosystème du Saint-Laurent, de sélectionner de nouveaux biomarqueurs et de diminuer la variance observée au sein des colonies pour certaines variables actuellement mesurées.

Bien que les espèces fauniques peuvent être affectées par la contamination de leur environnement, les niveaux actuels dans le Saint-Laurent sont peu susceptibles de causer des baisses dramatiques des populations. Cependant, combiné au stress de disponibilité de la nourriture, au dérangement et à la perte d'habitats, de faibles concentrations de contaminants agissant aux sites cellulaires immunologiques et endocriniens vitaux de l'organisme pourraient contribuer à une baisse de la productivité de certaines colonies et présenter un risque pour la santé et la survie de certaines espèces. La combinaison des indicateurs démographiques, écologiques, chimiques et toxicologiques sélectionnés et mesurés concurramment à certaines colonies de Grand Héron devrait permettre de suivre la condition d'un système fluvial majeur affecté par une multitude de stress.

Bibliographie

Akins, J.M., M.J. Hooper, H. Miller et J.S. Woods 1993. Porphyrin profiles in the nestling European starling (*Sturnus vulgaris*): a potential biomarker of field contaminant exposure. *J. Toxicol. and Environ. Health* 40: 47-59.

Ankley, G.T. et J.P. Giesy 1998. Endocrine disruptors in wildlife : a weight-of-evidence perspective. Chap. 16 dans Kendall, R., R. Dickerson, J. Giesy et W. Suk. *Principles and processess for evaluating endocrine disruption in wildlife.* SETAC Technical Publication Series.

Bellward, G.D., R.J. Norstrom, P.E. Whitehead, J.E. Elliott, S.M. Bandiera, C. Dworschak, T. Chang, S. Forbes, B. Cadario, L.E. Hart et K.M. Cheng 1990. Comparison of polychlorinated dibenzodioxin levels with hepatic mixed function oxidase induction in Great Blue Herons. *J. Toxicol. Environ. Health* 30: 33-52.

Benoit, R., J.-L. DesGranges et R. McNeil 1993. Directions of arrivals of Great Blue Herons (*Ardea herodias*) at nests with large chicks near Montreal, Quebec. *Can. J. Zool.* 71 : 2250-2257.

Blus, L.J., C.J. Henny, A. Anderson et R.E. Fitzner 1985. Reproduction, Mortality, and Heavy Metal Concentrations in Great Blue Herons from Three Colonies in Washington and Idaho. *Colonial Waterbirds* 8(2): 110-116.

Blus, L.J., C.J. Henny, D.J. Hoffman et R.A. Grove 1995. Accumulation in and effects of lead and cadmium on waterfowl and passerines in northern Idaho. *Environ. Pollut.* 89 (3): 311-318.

Boily, M.H., L. Champoux, D.H. Bourbonnais, J.-L. DesGranges, J. Rodrigue et P.A. Spear 1994. ß-carotene and retinoids in eggs of Great Blue Herons (*Ardea herodias*) in relation to St.Lawrence River contamination. *Ecotoxicology* 3: 271-286.

Bosveld, A.T.C., J. Gradener, A.J. Murk, A. Brouwer, M. van Kampen, E.H.G. Evers et M. van den Berg 1995. Effects of PCDDs, PCDFs and PCBs in Common tern (*Sterna hirundo*) breeding in estuarine and coastal colonies in the Netherlands and Belgium. *Environ.Toxicol. Chem.* 14(1): 99-115.

Branchaud, A., A. Gendron, R. Fortin, P.D. Anderson et P.A. Spear 1995. Vitamin A stores, teratogenesis and EROD activity in white sucker, *Catostomus commersoni*, from Rivière des Prairies near Montreal and a reference site. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52 : 1703-1713.

Brouwer, A. et K.J. van den Berg 1986. Binding of a metabolite of 3,4,3',4'-tetra chlorobiphenyl to transthyretin reduces serum vitamin A transport by inhibiting the formation of the protein complex carrying both retinol and thyroxin. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 85: 305-312.

Brouwer, A., A.J. Murk et J.H. Koeman 1990. Biochemical and Physiological Approaches in Ecotoxicology. *Functional Ecology* 4: 275-281.

Campbell, P.M. et T.H. Hutchinson 1998. Wildlife and Endocrine Disrupters: Requirements for Hazard Identification. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (1): 127-135.

Centre Saint-Laurent 1996. Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1 : L'écosystème du Saint-Laurent. Environnement Canada - région du Québec, Conservation de l'environnement - et Éditions MultiMondes, Montréal. Coll. « Bilan Saint-Laurent ».

Colborn, T., F.S. vom Saal et A.M. Soto 1993. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ. Health Perspect.* 101: 378-384.

Colborn, T. 1998. Building Scientific Consensus on Endocrine Disruptors – Editorial. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (1): 1-2.

Custer, T.W., G.L. Hensler et T.E. Kaiser 1983. Clutch size, reproductive success, and organochlorine contaminants in Atlantic coast Black-crowned Night Herons. *The Auk* 100: 699-710.

Custer, T.W. et C.M. Custer 1995. Transfer and accumulation of organochlorines from Black-crowned Night heron eggs to chicks. *Environ.Toxicol. Chem.* 14(3): 533-536.

Custer, T.W., R.K. Hines, M.J. Melancon, D.J. Hoffman, J.K.Wickliffe, J.W. Bickham, J.W. Martin et D.S. Henshel 1997. Contaminant concentrations and biomarker response in Great Blue Heron eggs from 10 colonies on the upper Mississippi River, USA. *Environ.Toxicol. Chem.* 16(2): 260-271.

DeGuise, S., D. Martineau, P. Béland et M. Fournier 1995. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St.Lawrence Beluga whales (*Delphinapterus leucas). Environ. Health Perspect.* 103 (Suppl. 4): 73-77.

De Matteis, F. et C.K. Lim 1994. Porphyrins as nondestructive indicators of exposure to environmental pollutants. Chap. 4 dans Fossi, M.C. et C. Leonzio. *Nondestructive biomarkers in vertebrates.* Lewis Publishers, CRC Press.

DesGranges, J.-L. 1979. A canadian program for surveillance of Great Blue Heron (*Ardea herodias*) populations. *Proc. Colonial Waterbird Group* 3: 59-68.

DesGranges, J.-L. 1991. Levels and effects of contaminants in St.Lawrence River fauna: a biomonitoring scheme. in J. Bohac (ed), Proc. VIth Int. Conf. Bioindicatores Deteriorisationis Regionis, Institute of Landscape Ecology CAS, Tchekoslovakie, pp. 44-52.

DesGranges, J.-L. 1995. Le Grand Héron, dans Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction de). Les oiseaux nicheurs du Québec. Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association des groupes d'ornithologues. Société québécoise de protection des oiseaux. Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.

DesGranges, J.-L. et A. Desrosiers (en préparation). Breeding distribution and population trends of the Great Blue Heron in Quebec : with special reference to the St.Lawrence River heronries.

Dieter, M.P. 1974. Plasma enzyme activities in Coturnix Quail fed graded doses of DDE, polychlorinated biphenyl, malathion and mercuric chloride. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 27: 86-98.

Eisler, R. 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife and invertebrates : a synotic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biol. Rep. 85 (1.7). 72 pp.

Elliott, J.E., R.W. Butler, R.J. Norstrom et P.E. Whitehead 1989. Environmental contaminants and reproductive success of Great Blue Herons, *Ardea herodias,* in British Columbia, 1986-87. *Environ. Pollution* 59: 91-114.

Environnement Canada 1992a. Protocole pour l'analyse de l'enzyme δ-amino-lévulinate-déshydratase. Laboratoire de dépistage biologique, Centre national de la recherche faunique. Service canadien de la faune, Hull, Québec.

Environnement Canada 1992b. Extraction and HPLC analysis of vitamin A (retinol and retinyl palmitate) in liver samples. Laboratoire de dépistage biologique, Centre national de la recherche faunique. Service canadien de la faune, Hull, Québec.

Environnement Canada 1992c. Extraction and HPLC analysis of retinol in plasma samples. Laboratoire de dépistage biologique, Centre national de la recherche faunique. Service canadien de la faune, Hull, Québec.

Environnement Canada 1992d. 7-ethoxyresorufin deethylase assay. Laboratoire de dépistage biologique, Centre national de la recherche faunique. Service canadien de la faune, Hull, Québec.

Fairbrother, A. 1994. Clinical biochemistry. Chap. 3 in Fossi, M.C. et C. Leonzio. *Nondestructive biomarkers in vertebrates*. Lewis Publishers, CRC Press. 345pp.

Feeley, M.M. 1995. Biomarkers for Great Lakes priority contaminants: halogenated aromatic hydrocarbons [Review]. *Environ. Health Perspect.* 103 (Suppl 9): 7-16.

Ferrando, M.D. et E. Andreu-Moliner 1991. Effect of lindane on the blood of a freshwater fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47: 465-470.

Fimreite, N. 1971. *Effects of dietary Methylmercury on Ring-necked Pheasants*. Canadian Wildlife Service, Occasional Paper no. 9. 37 pp.

Fossi, M.C. et C. Leonzio 1994. *Nondestructive biomarkers in vertebrates*. Lewis Publishers, CRC Press. 345pp.

Fossi, M.C., C. Leonzio et D.B. Peakall 1994. The use of nondestructive biomarkers in the hazard assessments of vertebrate populations. Chap. 1 in Fossi, M.C. et C. Leonzio. *Nondestructive biomarkers in vertebrates*. Lewis Publishers, CRC Press. 345pp.

Fowler, M. E. 1986. *Zoo and wild animal medecine*. W.B. Saunders Company. 1127pp.

Fox, G.A. et D.V. Weseloh 1987. Colonial Waterbirds as Bio-Indicators of Environmental Contamination in the Great Lakes. *ICBP Technical Publication* 6: 209-216.

Fox, G.A. 1993. WHat have biomarkers told us about the effects of contaminants on the health of fish-eating birds in the Great Lakes? The theory and a literature review. *J. Great Lakes Res.* 19 (4): 722-736.

Fox, G.A., S.E. Kennedy, R.J. Norstrom et D.C. Wingfield 1988. Porphyria in Herring Gulls: a biochemical response to chemical contamination of Great Lakes food chains. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 831-839.

Fox, G.A., S.W. Kennedy et S. Trudeau 1997. Hepatic porphyrin patterns in birds as a promising measure of effect and bioavailability of PCBs and other HAHs in water and sediments. *Organohalogen Compounds* 33: 366-370.

Francis, D.R., D.J. Jude, J.A. Barres 1998. Mercury distribution in the biota of a Great Lakes Estuary - Old Woman Creek, Ohio. *J. Great Lakes Research* 24(3):595-607.

Fry, D.M. 1995. Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environ. Health Perspect.* 103, Suppl. 7: 165-171.

Gilbertson, M., J.E. Elliott et D.B. Peakall 1987. Seabirds as Indicators of Marine Pollution. in: Diamond, A.W. et F.L. Filion (eds). *The value of birds*. ICBP Technical Publication 6: 231-248.

Gonzalez, M. et M.C. Tejedor 1992. d-ALAD activity variations in red blood cells in response to lead accumulation in Rock Doves (*Columbia livia*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49: 527-534.

Gupta, R.C., J.T. Goad et W.L. Kadel 1991. In vivo alterations in lactate dehydrogenase (LDH) and LDH isoenzymes patterns by acute carbofuran intoxication. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 263-269.

Hart, L.E., K.M. Cheng, P.E. Whitehead, R.M. Shah, R.J. Lewis, S.R. Ruschkowski, R.W. Blair, D.C. Bennett, S.M. Bandiera, R.J. Norstrom et G.D. Bellward 1991. Dioxin contamination and growth and development in Great Blue Heron embryos. *J. Toxicol. Environ. Health* 32: 331-344.

Hoffman, D.J., B.A. Rattner, C.M. Bunck, A. Krynitsky, H.M. Ohlendorf et R.W. Lowe 1986. Association between PCBs and lower embryonic weight in Black-Crowned Night Herons in San Francisco Bay. *J. Toxicol. Environ. Health* 19: 383-391.

Hoffman, D.J., G.J. Smith et B.A. Rattner 1993. Biomarkers of contaminant exposure in Common Terns and Black-Crowned Night Herons in the Great Lakes. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1095-1103.

Hontela, A., P. Dumont, D. Duclos et R. Fortin 1995. Endocrine and metabolic dysfunction in Yellow Perch, *Perca flavescens*, exposed to organic contaminants and heavy metals in the St.Lawrence River. *Environ.Toxicol. Chem.* 14(4): 725-731.

Janz, D.M. et G.D. Bellward 1996a. In ovo 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin exposure in three avian species.1. Effects on thyroid hormones and growth during the perinatal period. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 139: 281-291.

Janz, D.M. et G.D. Bellward 1996b. In ovo 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin exposure in three avian species. 2. Effects on estrogen receptor and plasma sex steroid hormones during the perinatal period. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 139: 292-300.

Kendall, R.J. et P.F. Scanlon 1982. Tissue lead concentrations and blood characteristics of Rock Doves from an urban setting in Virginia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 265-268.

Kendall, R., R. Dickerson, J. Giesy et W. Suk 1998. *Principles and processess for evaluating endocrine disruption in wildlife.* Proceedings from Principles and processess for evaluating endocrine disruption in wildlife ; March 1996 ; Kiawah Island SC. Pensacola FL : Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Technical Publication Series. 515 p.

Kennedy, S.W. et C.A. James 1993. *J. Chromatography* 619: 127-132.

Kushlan, J.A. 1993. Colonial waterbirds as indicators of environmental changes. *Colonial Waterbirds* 16(2): 223-251.

Laporte, P. 1982. Organochlorine residues and eggshell measurements of Great Blue Heron eggs from Quebec. *Colonial Waterbirds* 5: 95-103.

Legendre, L. et P. Legendre 1984. *Écologie numérique.* 2e édition. Collection d'écologie, Masson et les Presses de l'Université du Québec. Tome 1 : 260 p. Tome 2 : 335 p.

Mineau, P., G.A. Fox, R.J. Norstrom, D.V. Weseloh, D.J. Hallett et J.A. Ellenton 1984. Using the Herring Gull to monitor levels and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes. In Nriagu, J.O. Simmons, M.S. (eds). Toxic Contaminants in the Great Lakes 19: 426-452. John Wiley and Sons.

Moore, R.W., C.R. Jefcoate et R.E. Peterson 1991. 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin inhibits steroidigenesis in the rat testis by inhibiting the mobilization of cholesterol to cytochrome p450. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 109: 85-97.

Mousseau, P. 1995. Le Bihoreau gris, dans Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction de). Les oiseaux nicheurs du Québec. Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association des groupes d'ornithologues. Société québécoise de protection des oiseaux. Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, xviii + 1295 p.

Murk, A.J., T.J. Boudewijn, P.L. Meininger, A.T.C. Bosveld, G. Rossaert, T. Ysebaert, P. Meire et S. Dirksen 1996. Effects of polyhalogenated aromatic hydrocarons and related contaminants on Common Tern reproduction: integration of biological, biochemical, and chemical data. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 128-140.

Murvoll, K.M., J.U. Skaare, V.H. Nilssen, C. Bech, J.E. Ostnes et B.M. Jenssen 1999. Yolk PCB and plasma retinol concentrations in shag (*Phalacrocorax aristotelis*) hatchlings. *Arch. Environ. Contam. and Toxicology* 36(3):308-315.

Newman, S.H., J.F. Piatt et J. White 1997. Hematological and plasma biochemical reference ranges of Alaskan seabirds: their ecological significance and clinical importance. *Colonial Waterbirds* 20 (3): 492-504.

Pain, D.J. 1989. Haematological parameters as perdictors of blood lead and indicators of lead poisoning in the Black Duck (*Anas rubripes*). *Environ. Pollution* 60: 67-81.

Peakall, D.B. (ed) 1992. *Animal biomarkers as pollution indicators.* Ecotoxicology Series 1. Chapman & Hall. 291pp.

Peakall, D.B. et G.A Fox 1987. Toxicological investigations of pollutant-related effects in Great Lakes Gulls. *Environ. Health Perspec.* 71: 187-193.

Peakall, D.B., R.J. Norstrom, A.D. Rahimtula et R.D. Butler 1986. Characterization of mixed-function oxidase systems of the nestling Herring Gull and its implications for bioeffects monitoring. *Environ.Toxicol. Chem.* 5: 379-385.

Peakall, D.B. et L.R. Shugart (eds) 1993. *Biomarkers. Research and application in the assessment of environmental health.* NATO ASI Series. Series H, Cell Biology, vol. 68. Springer-Verlag. 119pp.

Peakall, D.B. et C.H. Walker 1994. The role of biomarkers in environmental assessment. (3). Vertebrates. *Ecotoxicology* 3: 173-179.

Pohl, F.J. et J.R. Fouts 1980. A rapid method for assaying the metabolism of 7-Ethoxyresorufin by microsomal subcellular fractions. *Anal. Biochem.* 107 : 150-155.

Polo, F.J., J. Celdran, G. Viscor et J. Palomeque 1994. Blood chemistry of captive herons, egrets, sponbill, ibis and gallinule. *Comp. Biochem. Physiol.* 107A (2): 343-347.

Quinney, T.E. 1982. Growth, diet, and mortality of nestling Great Blue Herons. *Wilson Bulletin* 94 (4): 571-577.

Rattner, B.A., V.P. Eroschenko, G.A. Fox, D.M. Fry et J. Gorsline 1984. Avian endocrine response to environmental pollutants. *The J. Exper. Zool.* 232: 683-689.

Rattner, B.A., D.J. Hoffman et C.M. Marn 1989. Use of mixed-function oxygenases to monitor contaminant exposure in wildlife. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 1093-1102.

Rattner, B.A., M.J. Melancon, T.W. Custer, R.L. Hothem, K.A. King, L.J. LeCaptain, J.W. Spann, B.R. Woodin et J.J. Stegeman 1993. Biomonitoring environmental contamination with

Pipping Black-crowned Night Heron embryos: induction of cytochrome P-450. *Environ.Toxicol. Chem.* 12: 1719-1732.

Rattner, B.A., J.S. Hatfield, M.J. Melancon, T.W. Custer et D.E. Tillitt 1994. Relation among cytochrome P-450, AH-active PCB congeners and dioxin equivalents in Pipping Black-crowned Night Heron embryos. *Environ.Toxicol. Chem.* 13 (11): 1805-1812.

Rattner, B.A., M.J. Melancon, C.P. Rice, W. Riley, J. Eisemann et R.K Hines 1997. Cytochrome p450 and organochlorine contaminants in Black-crowned Night Herons from the Chesapeake Bay region, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(11): 2315-2322.

Rodrigue, J., J.-L. DesGranges, L. Champoux 2000. Contamination du Grand Héron. Série de rapports techniques du Service canadien de la faune, en préparation.

Ronis, M.J., J.C.H. Walker et D. Peakall 1987. Hepatic metabolism of cyclodiene pesticides by constitutive forms of cytochrome p-450 from lower vertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.* 87c (2): 375-388.

Sanderson, JT., D.M. Janz, G.D. Bellward et J.P. Giesy 1997. Effects of embryonic and adult exposure to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin on hepatic microsomal testosterone hydroxylase activities in Great Blue Herons (*Ardea herodias*). *Environ.Toxicol. Chem.* 16(6): 1304-1310.

Scherrer, B. 1984. *Biostatistique.* Gaetan Morin éditeur, Chicoutimi, Québwc, Canada. 850 p.

Scheuhammer, A.M. 1987. Erythrocyte d-aminolevulinic acid dehydratase in birds. I. The effects of lead and other metals in vitro. *Toxicology* 45: 155.

Scheuhammer, A.M. 1989. Monitoring wild bird populations for lead exposure. *J. Wildl. Management* 53 (3): 759-765.

Sepulveda, M.S., P.C., M.G. Spalding et G.E. Williams 1999. Mercury contamination in free-ranging great egret nestlings (*Ardea albus*) from southern Florida, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(5):985-992.

Spalding, M.G., R.D. Bjork, G.V.N. Powell et S.F. Sundlof 1994. Mercury and Cause of Death in Great White Herons. *J. Wildlife Manage.* 58 (4) : 735-739.

Suber, R.L. 1989. Clinical pathology for toxicologists. Chap. 16 in Principles and methods of toxicology, 2nd ed., Hayes, A.W., ed., Raven Press, New York, p.485-519.

Thomas, C.M. et R.G. Anthony 1999. Environmental contaminants in great blue herons (Ardea herodias) from the lower Columbia and Willamette rivers, Oregon and Washington, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(12):2804-2816.

Tremblay, J. et L.N. Ellison 1980. Breeding Success of the Black-crowned Night Heron in the St. Lawrence Estuary. *Can. J. Zool.* 58(7): 1259-1263.

Van den Berg, M., B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, I.J. Lutke-Schipholt, B. Spenkelink et A. Brouwer 1992. The use of biochemical parameters in comparative toxicological studies with the Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in the Netherlands. *Chemosphere* 25 (7-10): 1265-1270.

Van den Berg, M., B.L.H.J. Craane, T. Sinnige, S. van Mourok, S. Dirksen, T. Boudewijn, M. van der Gaag, I.J. Lutke-Schipolt, B. Spenkelink et A. Brouwer 1994. Biochemical and toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in the Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) after in ovo exposure. *Environ.Toxicol. Chem.* 13 (5): 803-816.

Welch, L. 1994. Contaminant burdens and reproductive rates of Bald Eagles breeding in Maine. M.S. Thesis, Univ. Maine, Orono, Maine.

Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis* (ED. 2). Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New-Jersey. 718pp.

Zile, M. H. 1992. Vitamin A homeostasis endangered by environmental pollutants. *Proc Soc Exp Biol Med* 201(2):141-153.

ANNEXES

Annexe 1. Liste des contaminants organiques analysés dans les tissus de Grand Héron et de Bihoreau gris du Saint-Laurent

PESTICIDES		BPC		
1,2,4,5-tétra-chlorobenzène	Heptachlore Epoxyde	PCB28	PCB105	PCB172
1,2,3,4-tétra-chlorobenzène	OXYCHLOR	PCB31	PCB110	PCB174
Pentachloro-benzène	t-Chlordane	PCB42	PCB118	PCB180
Hexaachloro-benzène	CIS-Chlordane	PCB44	PCB128	PCB182
pp'-DDT	t-Nonachlor	PCB49	PCB129	PCB183
pp'-DDD	c-Nonachlor	PCB52	PCB137	PCB185
pp'-DDE	Octachloro-styrène	PCB60	PCB138	PCB194
p-MIREX		PCB64	PCB141	PCB195
MIREX		PCB66	PCB146	PCB200
a-HCH		PCB70	PCB149	PCB201
b-HCH		PCB74	PCB151	PCB203
g-HCH		PCB87	PCB153	PCB206
DIELDRIN		PCB97	PCB158	
TCPM		PCB99	PCB170	
		PCB101	PCB171	BPC total

Annexe 2. Concentrations moyennes (poids humide) et pourcentage de mono-, di-, tri-, et tétra-orhto BPC dans le foie des jeunes hérons et bihoreaux

COLONIE	Mono-ortho BPC (µg/g) (%)	Di-ortho BPC (µg/g) (%)	Tri-ortho BPC (µg/g) (%)	Tétra-ortho BPC (µg/g) (%)
		GRAND HÉRON		
I.Dickerson	0,1288	0,2683	0,0924	0,0000
(1991)	26,3	54,8	18,98	0,0
I.Dickerson	0,0888	0,1693	0,0608	0,0018
(1992)	28,0	53,4	19,2	0,6
I. aux Hérons	0,0917	0,2576	0,0905	0,0000
	20,9	58,6	20,6	0,0
Grande Ile	0,0311	0,1142	0,0528	0,0000
(1991)	15,7	57,7	26,7	0,0
Grande Ile	0,0366	0,1022	0,0462	0,0011
(1992)	19,5	54,3	24,6	0,6
Petit L.J.Cartier	0,0000	0,0080	0,0046	0,0000
(1991)	0,1	63,5	36,5	0,1
Petit L.J.Cartier	0,0035	0,0205	0,0101	0,0003
(1992)	10,1	59,99	29,4	0,9
I. Corneille	0,0316	0,1267	0,0584	0,0013
	14,5	58,1	26,8	0,6
I. St-Barnabé	0,0084	0,0534	0,0142	0,0000
	11,1	70,3	18,7	0,0
I. Beauséjour	0,0206	0,0548	0,0183	0,0004
	21,9	58,2	19,5	0,4
I. Petit Caouis	0,0038	0,0117	0,0035	0,0000
	20,2	61,5	18,6	0,1
		BIHOREAU GRIS		
I.Dickerson	0,085	0,213	0,081	0,0009
	22,4	56,0	21,3	0,2
I. aux Hérons	0,041	0,117	0,042	0,0009
	20,3	58,4	20,8	0,4
Laterrière	0,005	0,015	0,004	0
	19,9	63,0	17,2	0
Lac Kénogami	0,015	0,048	0,014	0,0004
	19,3	62,0	18,2	0,5
Battures aux	0,049	0,234	0,077	0,002
Loups Marins	13,6	64,6	21,3	0,5
I. Corneille	0,038	0,137	0,044	0,001
	17,1	62,3	20,1	0,6
I. St-Barnabé	0,011	0,024	0,007	0
	26,2	58,0	15,9	0
I. Beauséjour	0,021	0,053	0,016	0,0003
	23,4	58,4	17,8	0,3
Ilets Boisés	0,004	0,016	0,004	0
	16,7	66,1	17,1	0

ANNEXE 3

MODALITÉS D'OPÉRATION PROPOSÉES POUR UN RÉSEAU DE SUIVI DU GRAND HÉRON

Un premier échantillonnage des colonies-échantillons de Grand Héron a été effectué dans le cadre du nouveau réseau en 1996 et 1997. Les données sont présentement en cours d'analyse. La fréquence d'échantillonnage a été fixée aux 5 ans. Elle est basée sur les résultats du suivi des Grands Lacs et des oiseaux marins car les données sur le Grand Héron ne permettent pas de déterminer cette fréquence. Le choix des colonies a été effectué à partir d'une série de critères : leur degré de contamination, leur représentativité de la région, la présence de contaminants chimiques dans la faune, l'eau et les sédiments, la présence de données historiques, la facilité de travail (accès), le coût des activités de terrain et la population locale de Grand Héron. Les colonies retenues pour la portion fluviale sont : l'île Dickerson, l'île aux Hérons, la Grande île de Berthier et le Petit lac Jacques Cartier ou l'île Steamboat comme témoin. Les colonies retenues pour la portion marine sont : l'île de la Corneille, l'île du Bic, l'île Manowin et l'île Matane. Cependant cette liste est sujette à changements, les colonies n'étant pas immuables et pouvant se déplacer à l'ntérieur d'un même région (DesGranges 1995).

Des œufs seront récoltés au printemps, puis des échantillons de sang et de plumes seront prélevés sur les héronneaux durant l'été. Les contaminants retenus sont les pesticides organochlorés, les BPC et le mercure. Les biomarqueurs retenus sont la vitamine A, les hormones thyroïdiennes ainsi que les paramètres cliniques sanguins. La vitamine A sera mesurée dans les oeufs et le sang ; les hormones thyroïdiennes et les paramètres cliniques sanguins seront mesurées dans le sang. Ces biomarqueurs ont montré de bonnes relations avec les niveaux de contaminants organochlorés et nous renseignent sur le développement et le fonctionnement du système endocrinien, de même que sur l'état de santé général des oiseaux. Le nombre d'analyses prévu et indiqué au tableau ci-bas est également sujet à changements selon les ressources disponibles, cependant tous les échantillons seront conservés dans la banque de tissus du CNRF pour analyses ultérieures. Les tissus des héronneaux trouvés morts et en bonne état seront conservés dans la banque de tissus du CNRF pour analyses ultérieures.

Toutes les colonies du Saint-Laurent et du Québec méridional seront recensées périodiquement par Faune et Parcs Québec, dans le cadre de leur programme d'inventaire des habitats fauniques sensibles. Le succès de nidification est estimé par le nombre de jeunes au nid et le succès de la colonie, par la proportion de nids avec des jeunes (DesGranges et Desrosiers en prép.). Le nombre total de plate-formes est également estimé de même que la disparition et l'apparition des colonies. D'autres données seront par ailleurs recueillies sur le parasitisme et le régime alimentaire lors de nos passages aux colonies. Les héronneaux seront bagués en vue de faire le suivi d'une population marquée.

régime alimentaire lors de nos passages aux colonies. Les héronneaux seront bagués en vue de faire le suivi d'une population marquée.

MODALITÉS D'OPÉRATION DU RÉSEAU DE SUIVI DU GRAND HÉRON

CHOIX DES COLONIES

PORTION FLUVIALE :

- Ile Dickerson (Lac Saint-François)
- Ile aux Hérons (Lac Saint-Louis)
- Grande Ile de Berthier (archipel du Lac Saint-Pierre)
- Petit Lac Jacques-Cartier (colonie témoin, parc des Laurentides)
- Ile Steamboat (colonie témoin, lac Wayagamac, La Tuque)

PORTION ESTUARIENNE ET MARINE :

- Ile de la Corneille (archipel de Montmagny)
- Gros Pot/Ile du Bic (estuaire maritime sud)
- Ile Laval/Ile Manowin (estuaire maritime nord)
- Ile Matane (colonie témoin, Lac Matapédia)

FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE

- aux 5 ans, 4 colonies/année (portion fluviale une année, portion estuarienne et marine l'année suivante)

CHOIX DES ANALYSES

CONTAMINANTS	TISSU	Nb d'échantillons par colonie
• pesticides organochlorés et BPC	oeufs et sang de héronneaux	9
• mercure	plumes et sang de héronneaux	9

BIOMARQUEURS	TISSU	Nb d'échantillons par colonie
• vitamine A	oeufs et sang de héronneaux	9
• Hormones thyroïdiennes	sang de héronneaux	9
• Analyses cliniques	sang de héronneaux	9