

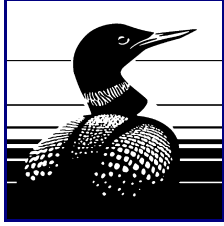


Contamination et biomarqueurs chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, comme indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent – Campagne de 2001-2002

L. Champoux, S. Trudeau, G. Fitzgerald, P. A. Spear, et D. C. G. Muir

Région du Québec

Service canadien de la faune
Série de rapports techniques numéro 501
2009



SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports, créée en 1986, donne des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF). Elle vise à diffuser des études qui s'adressent à un public restreint ou sont trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou une autre série du SCF.

Ces rapports techniques ne sont habituellement demandés que par les spécialistes des sujets traités. C'est pourquoi ils sont produits à l'échelle régionale et en quantités limitées. Ils sont toutefois numérotés à l'échelle nationale. On ne peut les obtenir qu'à l'adresse indiquée au dos de la page titre. La référence recommandée figure à la page titre.

Les rapports techniques sont conservés dans les bibliothèques du SCF et figurent dans le catalogue de Bibliothèque et Archives Canada, que l'on retrouve dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur, en fonction du public visé, accompagnés d'un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisante pour publier ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle doivent être envoyées à l'adresse indiquée au dos de la page titre.**

CANADIAN WILDLIFE SERVICE TECHNICAL REPORT SERIES

This series of reports, introduced in 1986, contains technical and scientific information on Canadian Wildlife Service projects. The reports are intended to make available material that is either of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.

Demand for the Technical Reports is usually limited to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities. They are numbered according to a national system but can be obtained only from the address given on the back of the title page. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of Library and Archives Canada, which is available in science libraries across the country. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with an abstract in the second official language. **To determine whether there is sufficient demand to make the Reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

Contamination et biomarqueurs chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, comme indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent – Campagne de 2001-2002

Louise Champoux¹
Suzanne Trudeau²
Guy Fitzgerald³
Philip A. Spear⁴
Derek C. G. Muir⁵

**Série de rapports techniques numéro 501
2009**

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

² Environnement Canada, Centre national de recherche faunique, Carleton University Campus, Raven Road, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 0H3.

³ Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie, Faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal, C.P. 5000, Saint-Hyacinthe, Québec, Canada, J2S 7C6.

⁴ Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, succ. A, Montréal, Québec, Canada, H3C 3P8.

⁵ National Water Research Institute, Environment Canada, Burlington, Ontario, Canada.

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Contamination et biomarqueurs chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, comme indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent, campagne de 2001-2002 [ressource électronique] / Louise Champoux ... [et al.].

(Série de rapports techniques ; no 501)

Monographie électronique en format PDF.

Publ. aussi en anglais sous le titre: Contamination of and biomarkers in the Great Blue Heron, *Ardea herodias*, as indicators of the state of the St. Lawrence River, 2001-2002.

Publ. par: Région du Québec.

Comprend des réf. bibliogr.

ISBN 978-1-100-90988-2

No de cat.: CW69-5/501F-PDF

1. Grand héron--Surveillance--Saint-Laurent (Fleuve). 2. Grand héron, Effets des produits chimiques sur le--Saint-Laurent (Fleuve). 3. Grand héron, Effets des métaux lourds sur le--Saint-Laurent (Fleuve). 4. Écotoxicologie --Saint-Laurent (Fleuve). 5. Environnement--Saint-Laurent (Fleuve).

I. Champoux, Louise, 1960- II. Service canadien de la faune III. Service canadien de la faune. Région du Québec IV. Collection: Série de rapports techniques (Service canadien de la faune : En ligne) no 501

QL696 C52 C6614 2009

598.3'4

C2009-980071-3

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2009.

N° de cat.: CW69-5/501F-PDF

ISBN 978-1-100-90988-2

Le présent rapport peut-être cité de la façon suivante :

Champoux, L., S. Trudeau, G. Fitzgerald, P.A. Spear et D. C. G. Muir. 2009. Contamination et biomarqueurs chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, comme indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent – Campagne de 2001-2002. Série de rapports techniques no. 501, Région du Québec 2009, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Sainte-Foy, viii + 66 pages.

RÉSUMÉ

Dans le cadre du Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000, le Grand Héron a été retenu comme espèce indicatrice du réseau de suivi de l'état du Saint-Laurent. Une première campagne d'échantillonnage dans le cadre de ce réseau a été effectuée en 1996 et 1997. Le présent rapport présente les résultats de la seconde campagne d'échantillonnage effectuée en 2001-2002. Des œufs, de même que du sang et des plumes des jeunes ont été récoltés à huit colonies et des analyses de contaminants de même que des mesures physiologiques ont été effectuées. Les polybromodiphényléthers (PBDE), les non-*ortho*-BPC (no-BPC) et le toxaphène ont été analysés pour la première fois dans les œufs de Grand héron du Saint-Laurent. Les concentrations de PBDE mesurées sont du même ordre de grandeur que celles de *p,p'*-DDE et de BPC total, tandis que celles de toxaphène sont du même ordre de grandeur que celles de chlordane. Les no-BPC, bien que présents en faibles concentrations, contribuent en moyenne à 67 % de l'équivalent toxique. Depuis la campagne d'échantillonnage précédente, le niveau de mercure est demeuré inchangé tant dans les œufs que dans le sang et les plumes. Le BPC total a diminué dans les œufs mais pas dans le sang, tandis que les pesticides organochlorés montrent peu de différence. Le BPC total, les no-BPC, les dioxines et furannes, l'équivalent toxique, les PBDE totaux, le toxaphène total et plusieurs pesticides organochlorés mesurés dans les œufs ne montrent pas de différence significative entre les régions, tandis qu'on observe des différences dans plusieurs des contaminants mesurés dans le plasma. Plusieurs variables cliniques sanguines, l'hormone thyroïdienne T4-libre, le rétinol et le 3,4-déhydrorétinol plasmatiques et les isotopes stables de carbone et d'azote montrent des différences significatives entre les colonies et entre les régions. Les jeunes des colonies situées en eau douce sont plus contaminés que ceux des colonies de l'estuaire et des colonies témoins. Le niveau de contamination dans le fleuve Saint-Laurent se situe en général en deçà des niveaux d'effets toxicologiques pour le Grand Héron. Cependant, les niveaux de rétinol sanguin des jeunes hérons des colonies en eau douce demeurent bas, ce qui pourrait affecter leur développement et leur capacité de survie. Davantage d'efforts devraient être consacrés à la recherche afin de mieux comprendre l'influence des nombreux facteurs pouvant affecter l'état de la population du Grand Héron ainsi que la santé des écosystèmes.

ABSTRACT

In the St. Lawrence Vision 2000 Action Plan, the Great Blue Heron was selected as an indicator species for the State of the St. Lawrence Monitoring Program. The first testing under this program was conducted in 1996 and 1997. This report presents the results of the second round of testing, conducted in 2001–2002. Eggs as well as blood samples and feathers from nestlings were collected at eight colonies, and contaminants as well as physiological parameters were analyzed. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), non-*ortho*-PCBs, and toxaphene were analyzed for the first time in Great Blue Heron eggs from the St. Lawrence River. PBDE concentrations were of the same order of magnitude as *p,p'*-DDE and total PCBs, and toxaphene concentrations were of the same order of magnitude as chlordane. Although non-*ortho*-PCBs were present in low concentrations, they accounted for 67% on average of the toxic equivalent. Mercury levels in eggs as well as in blood and feathers were unchanged since the previous survey. Concentrations of total PCBs decreased in eggs but not in blood, and concentrations of organochlorine pesticides showed little difference. Concentrations of total PCBs, non-*ortho*-PCBs, dioxins and furans, the toxic equivalent, total PBDEs, total toxaphene, and several organochlorine pesticides in eggs showed no significant differences between regions, whereas differences were observed in concentrations of several contaminants in plasma. Many blood clinical variables – thyroid hormone free T4 (free thyroxine), plasma retinol and 3,4-dehydroretinol as well as stable isotopes of carbon and nitrogen—showed significant differences among colonies and between regions. The nestlings from colonies in the freshwater section of the river were more contaminated than those from the estuary or reference colonies. The level of contamination in the St. Lawrence River was generally below the levels associated with toxic effects for the Great Blue Heron; however, plasma retinol levels in nestlings from the freshwater colonies remain low, and this could affect their development and survival. More efforts should be devoted to research in order to achieve a better understanding of the many factors that can influence the status of the Great Blue Heron population and the health of the ecosystem.

REMERCIEMENTS

Les activités de terrain ont bénéficié de la participation de plusieurs personnes que nous tenons à remercier : Patrick Labonté et Stéphane Légaré, du SCF, Annie Michel, stagiaire d'été, Jean-Michel Villeneuve et Serge Auger, grimpeurs professionnels, Robert Angers, de Sorel, pour son bateau, Jean-Pierre Rioux, de la Société Provancher et Dan Georges, agent de conservation du Mohawk Council of Akwesasne. La majorité des analyses de laboratoire ont été effectuées dans les laboratoires du Centre National de Recherche Faunique à Ottawa. Nous tenons à remercier Masresha Asrat, Jeannette Corriveau, Peggy Dunlop, Laura Edwards, Arnaud Froger, Abde Idrissi, France Maisonneuve, Rosalyn McNeil, John Moisey, Micheal Mulvihill, Ewa Neugebauer, Ghislaine Sans Cartier, Guy Savard, Mary Simon, Karen Timm, Bryan Wakeford, Kim Williams et Henry Won.

André Nadeau et Mark Dionne ont contribué à l'analyse statistique des données. Michel Melançon a effectué la carte de localisation des colonies.

Cette étude a été réalisée grâce au support du Programme de Toxicologie Faunique de la Direction des Sciences et Technologies d'Environnement Canada, du Service Canadien de la Faune et du Programme de Suivi de l'état du Saint-Laurent de Saint-Laurent Vision 2000.

TABLE DES MATIERES

RÉSUMÉ	iii
ABSTRACT.....	iv
REMERCIEMENTS.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	viii
1. INTRODUCTION.....	1
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	3
2.1 ÉCHANTILLONNAGE ET INVENTAIRE.....	3
2.2 ANALYSES BIOLOGIQUES	6
2.2.1 Analyses cliniques sanguines.....	6
2.2.2 Rétinoïdes	6
2.2.3 Hormones thyroïdiennes	7
2.2.4 Isotopes stable de carbone et d'azote	8
2.3 ANALYSES CHIMIQUES	8
2.3.1 Mercure.....	8
2.3.2 Composés organiques halogénés	8
2.4 TRAITEMENT DES DONNÉES	10
3. RÉSULTATS	11
3.1 INVENTAIRE DES COLONIES.....	11
3.2 ANALYSES BIOLOGIQUES	11
3.2.1 Rétinoïdes dans les œufs.....	11
3.2.2 Observations morphologiques.....	15
3.2.3 Analyses cliniques et biomarqueurs sanguins.....	16
3.3 ANALYSES CHIMIQUES.....	21
3.3.1 Mercure.....	21
3.3.2 Contaminants organiques halogénés	21
3.4 RELATIONS ENTRE LES CONTAMINANTS ET LES VARIABLES BIOLOGIQUES ...	31
3.4.1 Relations entre les variables dans les œufs	31
3.4.2 Relations entre les variables dans le sang	38
3.5 ANALYSE MULTIVARIÉE	38
3.6 COMPARAISONS AVEC LES DONNÉES ANTÉRIEURES	40
4. DISCUSSION.....	46
4.1 CONTAMINATION	46
4.2 BIOMARQUEURS	53
4.3 ÉTAT DE LA POPULATION	55
CONCLUSION.....	57
BIBLIOGRAPHIE.....	58

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Inventaire des colonies de Grand Héron échantillonnées en 2001-2002.....	12
Tableau 2.	Morphométrie, stade de développement et rétinoïdes (moyenne, écart-type et étendue) dans les œufs de Grand Héron.....	13
Tableau 3.	Mesures morphologiques (moyennes, écart-type et étendue) et âge des jeunes de Grand Héron, par colonie et par région.....	15
Tableau 4.	Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) d'hormones thyroïdiennes, de rétinol et d'isotopes stables dans le sang des jeunes de Grand Héron, par colonie et par région	16
Tableau 5.	Mesures cliniques sanguines (moyennes, écart-type et étendue) des jeunes de Grand Héron, par colonie et par région.....	18
Tableau 6.	Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) de mercure dans les œufs, le sang et les plumes des jeunes hérons, par colonie et par région.....	22
Tableau 7.	Concentrations moyennes (écart-type, étendue) de BPC total et des principaux congénères de BPC dans les œufs de Grand Héron (mg/kg poids frais), par colonie et par région.....	24
Tableau 8.	Concentrations moyennes (écart-type) de mono- <i>ortho</i> -BPC, non- <i>ortho</i> -BPC, dioxines et furannes et des équivalents toxiques dans les œufs de Grand Héron, par colonie et par région.....	26
Tableau 9.	Concentrations moyennes de PBDE totaux et des principaux congénères de PBDE dans les œufs de Grand Héron (ng/g poids frais), par colonie et par région (écart-type).....	28
Tableau 10.	Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) de toxaphènes dans les œufs de Grand Héron (ng/g poids frais), par colonie et par région.....	30
Tableau 11.	Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) des principaux pesticides organochlorés dans les œufs de Grand Héron (mg/kg poids frais) par colonie et par région.....	32
Tableau 12.	Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) de BPC total et des principaux pesticides organochlorés dans le plasma des jeunes hérons (µg/kg poids frais) par colonie et par région.....	34
Tableau 13.	Corrélations de Spearman entre les variables biologiques et les contaminants dans les œufs de Grand Héron (n=15).....	37
Tableau 14.	Corrélations de Spearman entre les variables biologiques et les contaminants dans les œufs de Grand Héron (n=6).....	37
Tableau 15.	Corrélations de Spearman entre les variables biologiques et les contaminants dans le sang des jeunes hérons (n=24).....	39
Tableau 16.	Comparaisons des concentrations moyennes de mercure dans les œufs, le sang et les plumes des jeunes hérons en 1991-1993, en 1996-1997 et en 2001-2002.....	42
Tableau 17.	Comparaisons des concentrations moyennes de BPC total et des principaux pesticides organochlorés dans les œufs de Grand Héron (mg/kg poids frais) en 1991-1993, en 1996-1997 et en 2001-2002.....	43
Tableau 18.	Comparaison des concentrations moyennes de BPC total et des pesticides organochlorés dans le plasma des jeunes (µg/kg poids frais) hérons en 1991-1993, en 1996-1997 et en 2001-2002.....	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1.	Localisation des colonies de Grand Héron étudiées en 2001 et 2002.....	4
Figure 2.	Évolution du succès de nidification (nombre moyen de jeunes par nid) des colonies de Grand Héron du Saint-Laurent de 1977 à 2002.....	12
Figure 3.	Niveaux de rétinol et de palmitate de rétinol dans les œufs de Grand Héron.....	14
Figure 4.	Niveaux d'hormone T4 libre et de T4 totale dans le plasma des jeunes de Grand Héron.....	17
Figure 5.	Niveaux de rétinol et de 3,4-déhydrorétinol dans le plasma des jeunes de Grand Héron.....	20
Figure 6.	Concentrations de mercure dans les œufs, le sang et les plumes des jeunes de Grand Héron.....	23
Figure 7.	Concentration de BPC total dans les œufs de Grand Héron.....	25
Figure 8.	Contribution des principaux congénères de BPC au BPC total dans les œufs de Grand Héron.....	25
Figure 9.	Contribution des isomères de dioxines et furannes aux dioxines et furannes totaux dans les œufs de Grand Héron.....	27
Figure 10.	Contribution des mono- <i>ortho</i> -BPC, des non- <i>ortho</i> -BPC et des dioxines et furannes aux équivalents toxiques totaux dans les œufs de Grand Héron.....	27
Figure 11.	Contribution des principaux congénères de PBDE au PBDE total dans les oeufs de Grand Héron.....	29
Figure 12.	Contribution des principaux congénères de toxaphène au toxaphène total dans les oeufs de Grand Héron.....	29
Figure 13.	Concentration de BPC total dans le plasma des jeunes Grand Héron.....	36
Figure 14.	Contribution des principaux congénères de BPC au BPC total dans le plasma des jeunes Grand Héron.....	36
Figure 15.	Relation entre le rétinol et le BPC total dans le plasma des jeunes Grand Héron.....	40
Figure 16.	Dispersion des oiseaux sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales (B) en fonction des variables du graphique A.....	41

1. INTRODUCTION

Le fleuve Saint-Laurent, vaste et complexe écosystème, coule sur plus de 3000 km de sa source, les Grands Lacs, à l'Océan Atlantique. Porte d'entrée du continent et vecteur de développement, il a subi de fortes pressions découlant des activités humaines. Les programmes d'intervention mis en place dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent au cours des vingt dernières années ont commencé à porter fruit. Un des objectifs du Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000 est le développement et la mise en place d'un réseau de suivi de l'état du Saint-Laurent, afin de suivre ces changements et d'évaluer l'efficacité des mesures de protection et de conservation.

Les oiseaux coloniaux présentent de nombreux avantages comme bioindicateurs de la contamination et sont largement utilisés, notamment à cause de leur large répartition, leur facilité d'échantillonnage, leur position souvent au sommet de la chaîne alimentaire et leur aire d'alimentation limitée régionalement (Mineau *et al.* 1984; Fox et Weseloh 1987; Gilbertson *et al.* 1987; Kushlan 1993). Les études effectuées durant la phase de développement du réseau ont permis de procéder à la sélection du Grand Héron (*Ardeas herodias*) comme espèce indicatrice dans le cadre du réseau de suivi de l'état du Saint-Laurent (Champoux *et al.* 2000, 2002, 2004; Rodrigue *et al.* 2005; Champoux *et al.* 2006a). Cette espèce a été largement utilisée comme bioindicateur, 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 (Elliott *et al.* 1989 ; Custer *et al.* 1997; Thomas et Anthony 1999; Jenssen *et al.* 2001).

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 des espèces fauniques sentinelles ont sur leurs systèmes biologiques doivent aussi être déterminés (Fox 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). De nombreux produits chimiques relâchés dans

l'environnement, dont plusieurs se retrouvent dans les tissus des Grands Hérons du Saint-Laurent, ont la capacité de perturber le fonctionnement du système endocrinien (Colborn *et al.* 1993; Fry 1995; De Guise *et al.* 1995; Colborn 1998; Ankley et Giesy 1998; Campbell et Hutchinson 1998; Grasman *et al.* 1998).

Une première campagne d'échantillonnage dans le cadre de ce réseau a été effectuée en 1996 et 1997, utilisant les biomarqueurs sélectionnés durant l'étude précédente (Champoux *et al.* 2004). Le présent rapport présente les données relatives à l'état de la population, à la contamination des oeufs et des jeunes, de même que les données des biomarqueurs retenus mesurés chez les jeunes d'une sélection de colonies de Grand Héron échantillonnées lors de la seconde campagne de 2001-2002. On tente ensuite d'établir les liens existants entre les substances toxiques et les variables biologiques mesurées. Les résultats sont ensuite comparés avec ceux des études de 1991-1993 et ceux de la première campagne d'échantillonnage (1996-1997), puis discutés dans le cadre du suivi de l'état du Saint-Laurent.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 ÉCHANTILLONNAGE ET INVENTAIRE

La majorité des colonies connues ont été recensées en juin 2001 par la Société de la Faune et des Parcs du Québec (maintenant le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, MRNF), dans le cadre de l'inventaire quinquennal aérien des colonies de Grands Hérons (Desrosiers *et al.* 1998; Desrosiers 2003). Le nombre total de nids actifs (occupés par des œufs, des jeunes ou des adultes) a été compté. Le succès de nidification a été estimé par le nombre moyen de jeunes au nid et le succès de reproduction, par la proportion de nids avec des jeunes, au moment de l'inventaire aérien ou lors de notre échantillonnage.

En 2001, quatre colonies de Grand Héron ont été échantillonnées pour la collecte d'œufs et de jeunes, dont trois dans le fleuve et une colonie témoin située à l'extérieur du Saint-Laurent. Les colonies des Îles Dickerson, aux Hérons et Grande Île sont situées dans la partie eau douce du fleuve Saint-Laurent, tandis que la colonie de l'Île Steamboat, la colonie témoin, est située au Lac Wayagamac près de La Tuque. En 2002, trois autres colonies ont été échantillonnées, soit les colonies des Îles de la Corneille, aux Basques et aux Oeufs, qui se situent en eau salée, cette dernière servant de colonie témoin. L'Île Manowin a également été visitée mais aucun nid n'a été trouvé. Plus tard dans la saison, la colonie de l'Île Laval a été sélectionnée en remplacement de l'Île Manowin, il n'y a donc pas eu de récolte d'œufs à cette colonie (Laval). Toutes ces colonies s'échelonnent d'amont en aval du fleuve, de Cornwall, au lac Saint-François, à Baie-Trinité, sur la Côte-Nord (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 étant situés au sommet des arbres, un grimpeur professionnel était chargé d'aller chercher les oeufs, deux par nid, soit un pour les contaminants et un pour les analyses de rétinoïdes. Neuf nids ont généralement été visités. Le grimpeur plaçait tous les œufs présents dans le nid dans un

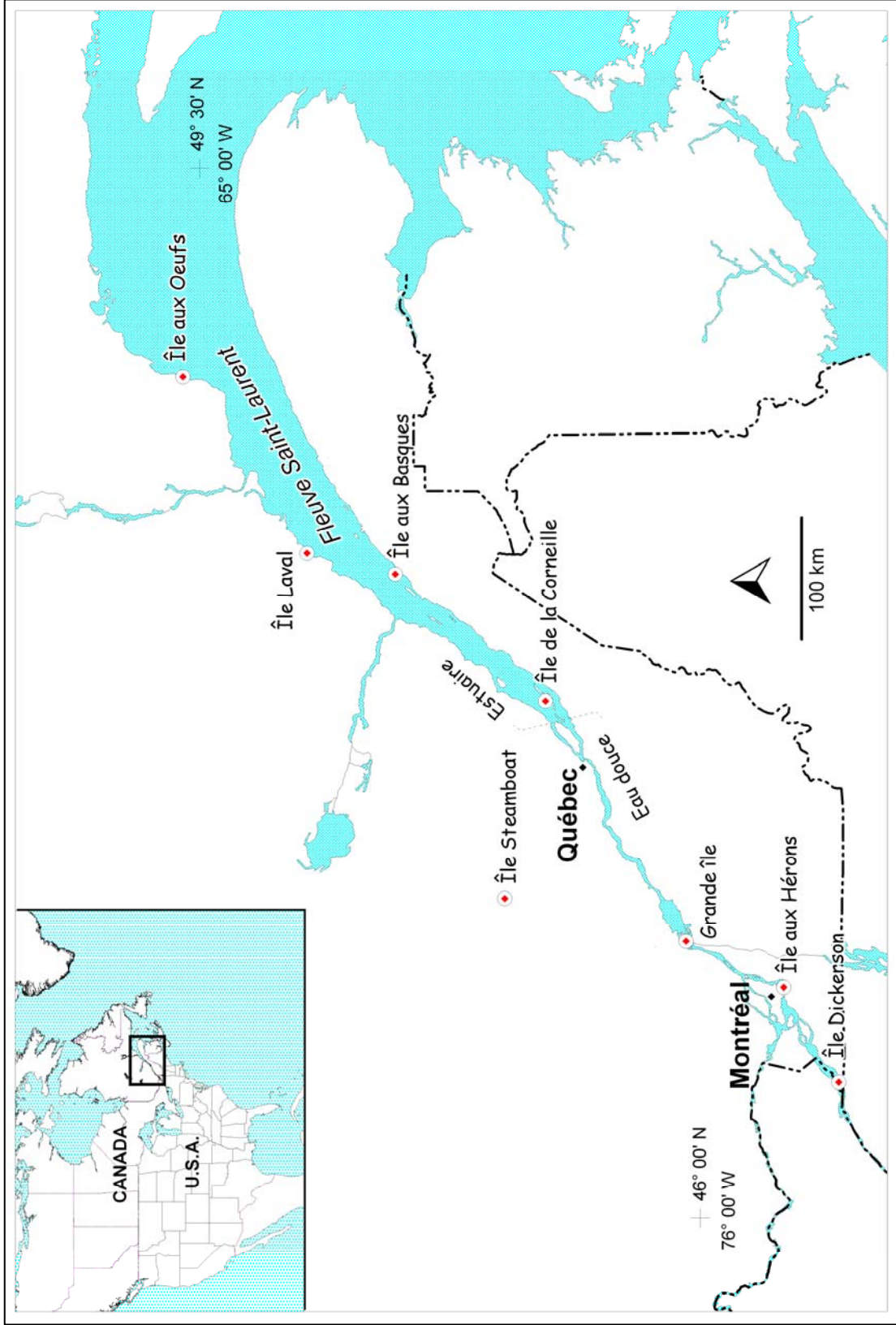


Figure 1. Localisation des colonies de Grand Héron étudiées en 2001 et 2002

coffre contenant des morceaux de mousse percés pour y mettre les œufs puis le descendait à l'aide d'une corde. La longueur et la largeur ont été mesurées avec un vernier à cadran, tandis que l'œuf a été pesé à l'aide d'une balance de type Pesola (100 g). Le stade de développement a été estimé en déposant l'œuf dans un pot rempli d'eau et en estimant son niveau de flottabilité (Hays et Lecroy 1971). L'œuf le plus lourd a été conservé pour le test des contaminants et un second œuf correspondant aux stades recherchés a été gardé pour le test des rétinoides. Ces œufs ont été placés dans des sacs whirl-pack identifiés, puis le premier œuf a été placé dans un coffre contenant des morceaux de mousse, tandis que le second a été conservé dans une glacière sur de la glace sèche afin d'arrêter le développement. Les autres œufs ont été retournés au nid.

Les colonies ont été visitées une seconde fois sept à huit semaines plus tard, soit entre la mi-juin et la mi-juillet, pour l'échantillonnage des jeunes. Neuf jeunes par colonie ont été échantillonnés, en général en provenance des mêmes nids où des oeufs avaient été récoltés. Les jeunes ont d'abord été bagués, puis pesés à l'aide d'une balance de type Pesola (5 kg). L'âge des jeunes a été estimé à l'aide des mesures des tarse prises à l'aide d'un vernier et de l'équation de Quinney (1982). Des plumes (5^e primaire, 5^e secondaire et deux couvertures sur chaque aile, 1 rectrice, 4 sous la queue et 4 sur la queue) ont ensuite été coupées à l'aide de ciseaux et conservées sur glace dans un sac de plastique (whirl-pack). Environ 10 ml de sang a ensuite été prélevé dans la veine ulnaire à l'aide d'une aiguille de 25 G préalablement rincée à l'héparine. Le sang a été récolté dans deux tubes Vacutainer avec héparine et conservé sur glace. L'oiseau a ensuite été remonté dans son nid. 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 5000 rpm) et des aliquots de 1 ml de plasma ont été placés dans l'azote liquide pour les analyses biochimiques. Les échantillons récoltés pour les analyses de contaminants et les mesures biochimiques ont été acheminés aux laboratoires du Centre National de Recherche Faunique (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). L'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 calcium, le glucose, les protéines totales, l'albumine, les globulines, le ratio albumine/globulines, l'aspartate aminotransférase (AST), l'alanine aminotransférase (ALT), la créatine kinase (CK), la lactate déshydrogénase (LDH), la phosphatase alcaline (PALC) et l'acide urique plasmatiques ont été analysés dans les laboratoires de la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal à l'aide d'un appareil automatisé Synchron CX-5 (Beckman coulter, Mississauga, Ontario).

2.2.2 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. Le rétinol peut être mesuré dans le sang où il circule associé à des protéines de transport. La méthode MET-BMK-VIT-02A (disponible sur demande) a été utilisée par le CNRF, avec les modifications suivantes : L'analyse des échantillons a été effectuée à l'aide d'un chromatographe en phase liquide à haute performance (HPLC) de Varian (9010-2641, 9100-2778) équipé d'un détecteur UV/VIS (9050-0664). La colonne analytique Zorbax ODS (4.6mm id x 15 cm; numéro de série G0013456) utilisée pour la séparation des composés a été protégée par une colonne de garde ODS-speri-5 (4.6mm x 3cm; Brownlee lot 03B1-50640). Le standard de 3,4-déhydrorétinol (F. Hoffman-La Roche Ltd.; Vitamines and Fine Chemicals Division-R & TD; CH-4070 Basel; numéro de référence de la synthèse du produit R04-3791) a été utilisé pour déterminer le temps de rétention selon nos conditions chromatographiques. Les niveaux de rétinol et 3,4-déhydrorétinol ont été calculés par la méthode de standard interne. Différents niveaux des standards de rétinol ont été inclus dans chaque séquence d'analyse et chaque échantillon de plasma a été fortifié avec une quantité connue de rétinol acétate qui permet de surveiller l'efficacité de l'extraction.

Les rétinoïdes ont également été mesurés dans les oeufs de Grand Héron, dans les laboratoires du TOXEN à l'Université du Québec à Montréal. Le stade de développement de l'embryon a été déterminé selon la chronologie établie pour le Goéland argenté (Williams et Ludwig non-publié). Les œufs non fertiles et ceux dont le stade de développement était inférieur à 18 ou supérieur à 35 ont été éliminés des analyses pour cibler la période où les rétinoïdes sont le plus stables. Une portion du jaune a été déshydratée et les composés de vitamine A ont été extraits dans l'hexane. Après centrifugation, un aliquote a été évaporé à l'azote gazeux puis les rétinoïdes ont été resuspendus dans l'éther et l'acétonitrile. Les concentrations de rétinoïdes ont été déterminées par chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC) à phase inverse (Boily *et al.* 1994).

2.2.3 Hormones thyroïdiennes

Le dosage radioimmunologique de l'hormone thyroxine libre (FT4) et totale (TT4) est basé sur la compétition de l'hormone marquée à l'I¹²⁵ avec l'hormone non-marquée (antigène) pour les sites de liaison sur des anticorps. Dans un premier temps est analysée la T4 totale (TT4) puis la T4 libre (FT4), respectivement selon les méthodes MET-BMK TT4-01A et MET-BMK-FT4-01A. Les méthodes dites RIA (radioimmunoassay) ont été adaptées des protocoles du distributeur ICN et validées par le laboratoire du CNRF. Les anticorps spécifiques contre le T4 ont été incorporés dans les parois de tubes d'incubation (Quanticoat, Kallestad Diagnostics). Des quantités connues de T4 ont été ajoutées, ensuite le T4 marqué a été ajouté. Après incubation, l'hormone liée a été séparée de l'hormone libre par précipitation et la radioactivité du précipité a été comptée avec un compteur gamma de marque Canberra-Packard, modèle E-5002 (n° de série 423345). La mesure a été effectuée pendant une minute. Pour chaque série d'analyse, une courbe étalon a été calculée à partir de six niveaux de standards de T4 mesurés en duplicata et les concentrations de T4 dans les échantillons ont été déterminées. Deux contrôles de source commerciale ont été analysés et les résultats ont été comparés aux valeurs cibles fournies par le fabricant. De plus, un échantillon « drift » (utilisation d'un contrôle commercial) a été disposé à la fin de la série, pour vérifier la stabilité des mesures. Une section QA/QC fait partie intégrante du programme informatique et un rapport détaillé a été fourni après chaque série d'analyse.

2.2.4 Isotopes stables de carbone et d'azote

Les isotopes stables de carbone et d'azote ont été mesurés dans le plasma des hérons afin de déterminer leur position trophique et leur habitat. Les analyses de $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ ont été effectuées au laboratoire Sinlab (University of New Brunswick) à l'aide d'un spectromètre de masse isotope-ratio à flux continu Thermo-Finnigan Delta Plus XP et d'un analyseur élémentaire Carlo Erba NC2500. Quatre standards IAEA, trois standards élémentaires et un standard interne ont été mesurés en même temps que les échantillons. La précision des résultats est d'approximativement 0,20 ‰.

2.3 ANALYSES CHIMIQUES

2.3.1 Mercure

Le mercure total a été analysé dans les œufs, le sang et les plumes par le laboratoire du CNRF. La procédure standard sans digestion acide est la même pour les trois tissus et est décrite dans le Manuel du Service de Laboratoire sous MET-CHEM-AA-03E (Neugebauer *et al.* 2000). Le mercure a été analysé à l'aide d'un appareil AMA-254 (Advanced mercury analyser, ALTEC, Czech Republic) qui emploie la combustion directe de l'échantillon dans une atmosphère riche en oxygène. La précision des analyses a été déterminée en utilisant les standards de références Bovine Blood « 966 » Level 1 et Level 2 de NIST et DOLT-2 et DORM-2 du CNR (Conseil National de la Recherche du Canada, Ottawa, Canada). Certains échantillons choisis au hasard ont également été analysés en duplicata. La récupération du mercure des matériaux de référence se situe à l'intérieur des limites certifiées. La limite de détection était de 2 ng/g.

2.3.2 Composés organiques halogénés

La méthode d'analyse des biphényles polychlorés (BPC) et composés organochlorés utilisée par le CNRF est décrite sous MET-CHEM-OC-04C dans Won *et al.* (2001). En première étape, les lipides ont été extraits des œufs et du plasma avec un mélange de DCM/hexane (1 :1). En deuxième étape, les substances chimiques d'intérêt ont été extraites et séparées des lipides et composés biogéniques par chromatographie sur gel perméable (GPC). Les extraits obtenus ont ensuite été purifiés par chromatographie sur colonne Florisil pour être finalement analysés en utilisant un appareil de spectrométrie de masse de type quadripolaire couplé au chromatographe

en phase gazeuse (GC/MSD). Les composés recherchés étaient le 1,2,4,5- et le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, le pentachlorobenzène, l'hexachlorobenzène (HCB), le α , β , et γ -HCH, l'octachlorostyrène (OCS), l'époxyde d'heptachlore (HE), l'oxychlorodane, le *trans*- et le *cis*-chlorodane, le *trans*- et le *cis*-nonachlore, le *p,p'*-DDD, le *p,p'*-DDE, *p,p'*-DDT, le dieldrine, le mirex, le photomirex, le TCPM, ainsi que 67 congénères de BPC (numéros IUPAC 17, 18, 16/32 (co-élus), 22, 28, 31, 33/20, 42, 44, 47/48, 49, 52, 56/60, 64, 66, 74, 70/76, 85, 87, 92, 95, 97, 99, 101/90, 105, 110, 118, 128, 130, 137, 138, 141, 146, 149, 151, 153, 156, 157, 158, 171, 172, 174, 176, 177, 178, 179, 180, 183, 187, 170/190, 194, 195, 200, 201, 202, 196/203, 206, 207, 208). La concentration de BPC total reportée est la somme de ces congénères. La limite de détection pour les composés visés est variable mais est typiquement inférieure à 0,001 mg/kg. Le programme de contrôle de qualité du CNRF inclue l'analyse d'un échantillon de matériel de référence de concentration connue. Le toxaphène et les congénères de chlorobornane ont été mesurés dans les œufs au National Water Research Institute (NWRI, Burlington, Ontario) par GC/MS en mode de capture d'électron négatif (GC-ECNIMS) tel que décrit dans Muir *et al.* (2004). En bref, les analyses ont été effectuées à l'aide d'un Agilent 6890 GC- 5973 MS en mode ion sélectionné avec une colonne 30 m \times 0,25mm (i.d.) HP5-MS (épaisseur du film interne 0,25 μ m). La mesure du toxaphène total a été effectuée à l'aide de standard de toxaphène technique. Les congénères individuels, identifiés par les numéros Parlar ("P") ou bornanes ("B"), ont été quantifiés à l'aide d'une série de standards externes authentiques de chaque composé obtenu de Ehrenstorfer GmbH (Allemagne). La limite de détection minimale pour le toxaphène total était 1 ng/g tandis que celle des congénères individuels variait de 0,02 à 0,5 ng/g. Des contaminants additionnels ont été mesurés dans un échantillon composite des neuf œufs à chaque colonie. Les dioxines, furannes et les non-*ortho*-BPC ont été analysés dans les œufs au CNRF à l'aide d'un spectromètre de masse à haute résolution double focus (VG Autospec) couplé à un chromatographe au gaz à haute résolution (HP 5890 series II), selon la méthode MET-CHEM-PCDD-01C (Simon et Wakeford 2000). Après inoculation des échantillons avec des solutions de BDE et un mélange standard BDE performance (EO-4981, MBDE-MXB and EO-4151, Cambridge Isotopes Solutions), les polybromodiphényléthers (PBDE) ont été analysés dans les œufs à l'aide d'un spectromètre de masse couplé à un chromatographe au gaz double focus (VG Autospec) à une résolution de 7000 en mode ionisation d'électron (70 ev), selon la méthode décrite par Norstrom *et al.* (2002).

2.4 TRAITEMENT DES DONNÉES

Alors que les mesures biologiques ont toutes été effectuées sur les individus, les analyses chimiques ont été faites sur des échantillons composites (pools) groupés par trois, à raison de trois analyses de trois individus par colonie. 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 chimiques, par colonie et par tissu. Des analyses de comparaison de groupes d'échantillons par colonie ainsi que par région ont ensuite été effectuées pour chaque variable biologique et chimique à l'aide d'une analyse de variance sur les données transformées en rang (non-paramétrique) tel que décrit dans Quinn et Keough (2002).

Lorsqu'une différence était trouvée, les colonies ont ensuite été comparées à l'aide de tests de Tukey (Zar 1984). Pour étudier les relations entre les variables chimiques et biologiques, ces dernières ont été regroupées par trois selon les groupes composites correspondants des variables chimiques. Ces groupes ont été utilisés pour l'ensemble des analyses subséquentes. Des corrélations non paramétriques de Spearman ont été calculées entre les variables biologiques et les variables chimiques et des régressions multiples pas-à-pas ont été effectuées pour déterminer les variables chimiques qui expliquent le mieux les variations dans les niveaux des variables biologiques (Scherrer 1984). Des analyses de groupements et en composantes principales ont été effectuées pour déterminer quelles variables biologiques et chimiques expliquent le mieux la répartition des groupes d'oiseaux et des colonies. Les comparaisons avec les périodes d'échantillonnage antérieures ont également été analysées à l'aide d'une analyse de variance sur les données transformées en rang. Lorsqu'une différence significative était trouvée, des comparaisons multiples utilisant l'ajustement de Tukey-Kramer étaient ensuite faites sur les moindres carrés moyens dans le cas où les tailles d'échantillon étaient différentes et à l'aide d'un test de Tukey lorsque celles-ci étaient égales. Les analyses ont été effectuées à l'aide du progiciel SAS (SAS Institute 1989) ou du logiciel JMP (SAS Institute 1999).

3. RÉSULTATS

3.1 INVENTAIRE DES COLONIES

Le nombre de nids actifs ou occupés recensés lors de l'inventaire de juin 2001 variait de 39 à 1310 (Tableau 1). Selon les données antérieures, cinq colonies apparaissaient en croissance, tandis que trois semblaient être en décroissance (Desrosiers 2003 et SCF, données inédites). Le nombre moyen d'œufs par nid lors de notre première visite aux colonies était de 3,9 (écart-type = 0,6). Le succès de reproduction variait de 68 à 100 % et le succès de nidification, de 1,7 à 3,0 (moyenne = 2,4 ; écart-type = 0,4). La Figure 2 résume l'évolution du succès de nidification au fil des ans. La productivité moyenne, soit le pourcentage de jeunes produits sur le nombre d'œufs, était de 59,3 % (écart-type = 13,5). Pour certaines colonies, les données du MRNF ont été utilisées parce que le nombre de nids inventoriés lors de nos visites d'échantillonnage était faible.

3.2 ANALYSES BIOLOGIQUES

3.2.1 Rétinoïdes dans les œufs

Un seul des œufs récoltés à l'Île aux Oeufs a pu être analysé pour les rétinoïdes et n'a pas été inclus dans les analyses. Les autres étaient soit à l'extérieur des stades visés ou non-fertiles. Parmi les œufs utilisés pour les analyses des rétinoïdes, le poids, la longueur et la largeur des œufs ne montrent pas de différences significatives entre les colonies, de même que le stade de développement des embryons (Test de Tukey, $p > 0,05$; Tableau 2). Parmi les composants de la vitamine A, le rétinol, le palmitate de rétinol et le rapport rétinol : palmitate de rétinol montrent tous une différence significative ($p < 0,05$; Figure 3). La colonie de Grande Île présente les niveaux les plus élevés de rétinol tandis que celle de l'Île Steamboat présente les niveaux les plus élevés de palmitate de rétinol. La comparaison entre les régions indique que le rétinol ainsi que le ratio rétinol : palmitate de rétinol sont plus élevés dans les colonies situées en eau douce que dans celles de l'estuaire.

Tableau 1. Inventaire des colonies de Grand Héron échantillonnées en 2001-2002

Colonie	Nbre nids actifs ¹ et croissance (%)	Nbre moyen d'œufs par nid (n ; é-t)	Succès de reproduction ² (% de nids avec jeunes)	Succès de nidification ² (Nbre moyen de jeunes par nid (n ; é-t))	Productivité ⁴ (%)
Île Dickerson	221 (+ 7 %)	4,5 (10; 0,5)	90	2,3 (10; 1,3)	51,1
Île aux Hérons	170 (- 21 %)	4,0 (24; 0,9)	nd	2,1 ³ (45; nd)	63,3
Grande Île	1310 (+ 5 %)	3,7 (23; 0,9)	68	1,7 (2 ; 1,4)	47,7
Île Steamboat ^T	41 (- 62 %)	4,4 (9; 1,0)	100	2,5 ³ (13; nd)	55,0
Île de la Corneille	79 (+ 20 %)	3,4 (19; 1,1)	71	2,3 ³ (43; nd)	58,8
Île aux Basques	49 (+ 88 %)	4,6 (10; 0,5)	82	2,4 (11; 1,4)	51,9
Île Laval	47 (- 33 %)	nd	100	2,4 ³ (18; nd)	nd
Île aux Oeufs ^T	39 (+ 160 %)	2,9 (11; 1,9)	91	3,0 ³ (16; nd)	87,5

T : colonies témoins.

nd : non déterminé.

1 : nids actifs : occupés par des œufs, des jeunes ou des adultes.

2 : Au moment de l'inventaire aérien ou lors de notre échantillonnage.

3 : Données de l'inventaire aérien du MRNF.

4 : Pourcentage de jeunes produits sur le nombre d'œufs.

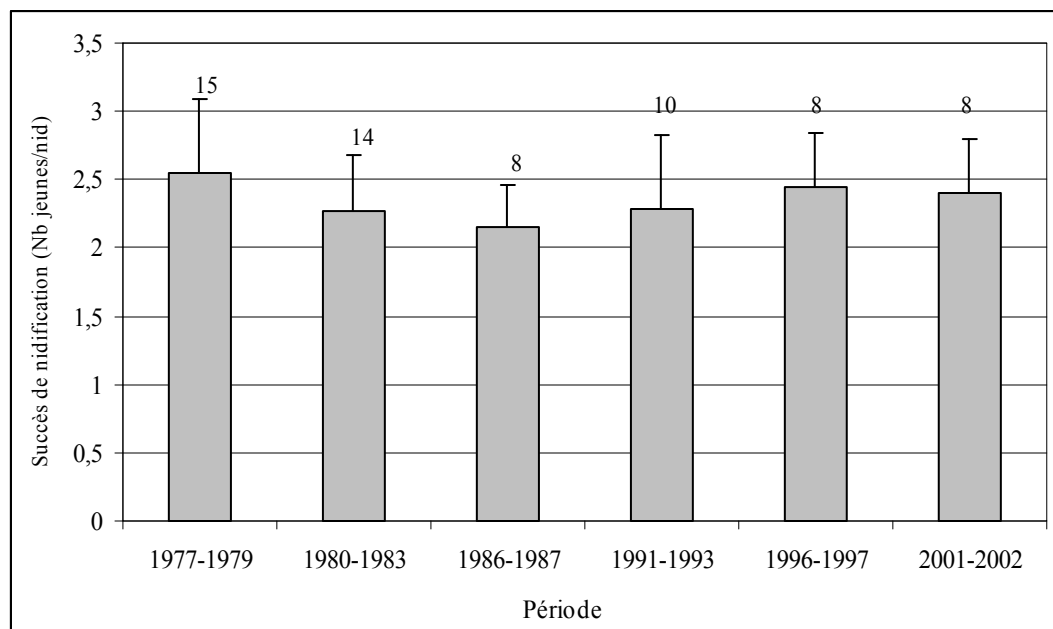


Figure 2. Évolution du succès de nidification (nombre moyen de jeunes par nid) des colonies de Grand héron du Saint-Laurent de 1977 à 2002 (Les chiffres en haut des barres indiquent le nombre de colonies utilisées pour les calculs).

Tableau 2. Morphométrie, stade de développement et rétinoides (moyenne, écart-type et étendue) dans les œufs de Grand Héron

Colonie	Nb d'œufs	Poids de l'œuf (g)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Stade	Rétinol (µg/g)	Palmitate de rétinol (µg/g)	Rapport Rétinol/Palmitate de rétinol
Île Dickerson	5	74,6	67,8	46,2	27	3,20 ^{ab}	0,20 ^b	22,8
		6,5	2,0	1,5	2	1,44	0,15	18,4
		69-85	65,0-70,6	44,0-47,7	24-30	2,0-5,4	0,1-0,4	8,8-54,0
Île aux Hérons	7	67,3	64,0	46,0	29	3,16 ^b	0,31 ^b	18,6
		9,1	2,4	2,1	5	1,14	0,25	18,1
		58-80	59,9-67,4	42,1-47,9	20-33	2,1-5,5	0,1-0,7	5,0-55,3
Grande Île	8	66,9	64,5	44,9	24	5,41 ^a	0,62 ^{ab}	9,3
		4,3	2,7	0,7	5	2,07	0,28	3,0
		61-73	58,5-67,6	43,6-45,7	19-33	2,5-7,6	0,3-0,9	6,3-15,2
Ile Steamboat ^T	4	71,0	66,0	45,8	28	2,45 ^b	1,24 ^a	2,9
		8,0	4,5	1,4	3	0,63	0,90	1,7
		61-78	60,9-71,8	44,3-47,6	25-31	1,7-3,1	0,5-2,5	0,7-4,4
Île de la Corneille	5	63,8	63,0	44,3	32	2,02 ^b	0,83 ^{ab}	3,5
		6,9	4,2	1,1	8	0,85	0,53	2,6
		53-70	56,5-67,1	42,6-45,4	21-35	1,3-3,5	0,3-1,7	0,7-7,6
Île aux Basques	3	64,0	62,8	44,3	28	1,83 ^b	0,91 ^{ab}	2,1
		1,0	2,4	1,6	12	0,15	0,29	0,6
		63-65	60,0-64,4	43,0-46,0	22-33	1,7-1,9	0,6-1,2	1,6-2,8
Région								
Eau douce	20	69,0	65,1	45,6	27	4,07 ^a	0,41 ^b	15,9 ^a
		7,3	2,8	1,6	5	1,92	0,29	14,5
		58-85	58,5-70,6	42,1-47,9	19-33	2,0-7,6	0,1-0,9	5,0-55,3
Estuaire	8	63,9	62,9	44,3	28	1,95 ^b	0,86 ^a	3,0 ^b
		5,1	3,4	1,2	6	0,66	0,43	2,2
		53-70	56,5-67,1	42,6-45,4	21-35	1,3-3,5	0,3-1,7	0,7-7,6
Témoin	4	71,0	66,0	45,8	28	2,45 ^{ab}	1,24 ^a	2,9 ^{ab}
		8,0	4,5	1,4	3	0,63	0,90	1,7
		61-78	60,0-71,8	43,0-47,6	22-33	1,7-3,1	0,5-2,5	0,7-4,4

T : colonies témoins.

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

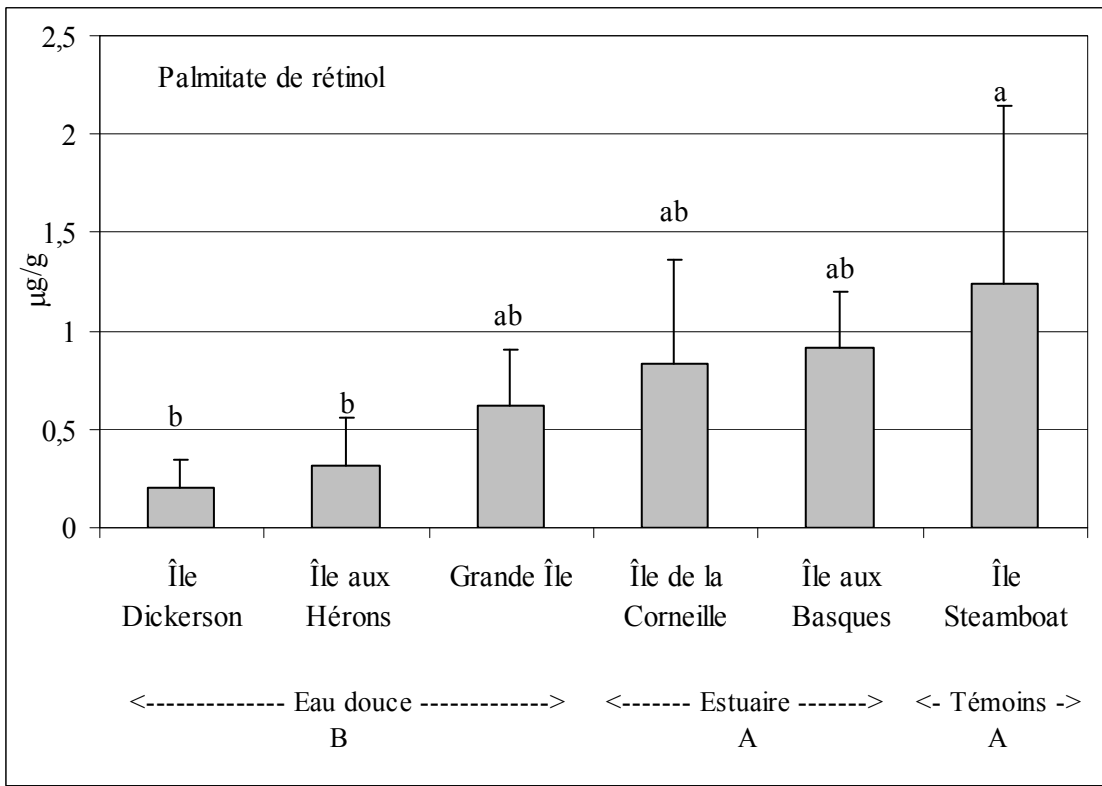
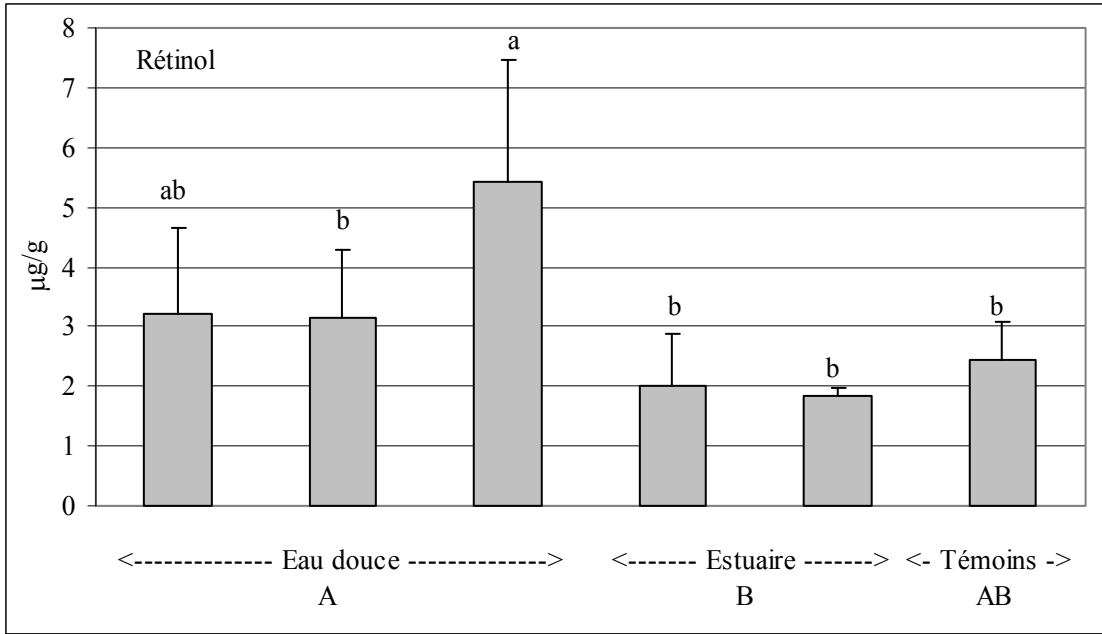


Figure 3. Niveaux de rétinol et de palmitate de rétinol dans les œufs de Grand Héron (Les colonies ou régions montrant la même lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ; $p > 0,05$)

3.2.2 Observations morphologiques

Le poids des héronneaux varie de façon significative entre les colonies, de même que la longueur du tarse et l'âge, estimé à l'aide de la longueur des tarses (Test de Tukey, $p < 0,05$; Tableau 3).

Les héronneaux de l'Île aux Oeufs sont plus lourds que ceux de l'Île aux Hérons, tandis que ceux de Grande Île, de l'Île de la Corneille et de l'Île aux Basques ont un tarse plus long et sont plus âgés que ceux de l'Île Laval. Le poids des héronneaux varie également de façon significative entre les régions ($p < 0,05$), ceux des colonies en eau douce étant plus petits que ceux des colonies témoins.

Tableau 3. Mesures morphologiques (moyennes, écart-type et étendue) et âge des jeunes de Grand Héron, par colonie et par région

Colonie	Année	Nb d'oeufs récoltés	Nb jeunes mesurés	Poids (kg)	Tarse droit (cm)	Âge (jours)
Île Dickerson	2001	18	9	1,7± 0,2 ^{ab} (1,3-2,0)	15,2± 1,4 ^{ab} (13,3-17,0)	36± 4 ^{ab} (31-41)
Île aux Hérons	2001	18	9	1,5± 0,5 ^b (0,5-2,1)	14,2± 3,3 ^{ab} (7,9-17,8)	34± 9 ^{ab} (17-43)
Grande Île	2001	18	9	1,8+/- 0,3 ^{ab} (1,0-2,2)	17,1± 1,9 ^a (13,0-19,0)	42± 5 ^a (31-47)
Île Steamboat ^T	2001	18	9	1,8+/- 0,4 ^{ab} (1,2-2,3)	15,5± 3,0 ^{ab} (10,0-19,0)	37± 8 ^{ab} (23-47)
Île de la Corneille	2002	18	9	2,1+/- 0,3 ^{ab} (1,6-2,5)	17,3± 0,9 ^a (15,7-18,4)	42± 7 ^a (38-45)
Île aux Basques	2002	18	9	2,0+/- 0,2 ^{ab} (1,8-2,5)	16,6± 1,8 ^a (14,2-19,2)	40± 5 ^a (34-47)
Île Laval	2002	0	9	1,6+/- 0,3 ^{ab} (1,1-2,1)	12,7± 2,2 ^b (9,4-16,1)	30± 6 ^b (21-39)
Île aux Oeufs ^T	2002	18	9	2,2+/- 0,5 ^a (1,2-2,8)	16,0 ± 3,4 ^{ab} (9,9-19,5)	39± 9 ^{ab} (23-48)
Région						
Eau douce				1,67± 0,4 ^b (0,5-2,2)	15,5± 2,6 (7,9-19,0)	37± 7 (17-47)
Estuaire				1,88± 0,3 ^{ab} (1,1-2,5)	15,5± 2,6 (9,4-19,2)	37± 7 (21-47)
Témoins				1,98± 0,5 ^a (1,2-2,8)	15,8± 3,1 (9,9-19,5)	38± 8 (23-48)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

3.2.3 Analyses cliniques et biomarqueurs sanguins

Plusieurs des variables mesurées dans le sang des jeunes hérons montrent des différences significatives entre les colonies et entre les régions ($p < 0,05$). L'hormone thyroïdienne T4 libre et le rétinol sont plus faibles dans les colonies en eau douce, tandis que le 3,4-déhydro-rétinol y est plus élevé (Tableau 4, Figures 4 et 5). Les isotopes stables de C et N montrent aussi des différences significatives entre les colonies et entre les régions ($p < 0,05$) ; ils sont tous deux plus faibles dans les colonies témoins. Plusieurs des variables des analyses cliniques sanguines montrent aussi des différences significatives ($p < 0,05$), entre les colonies, entre les régions ou les deux (Tableau 5).

Tableau 4. Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) d'hormones thyroïdiennes, de rétinol et d'isotopes stables dans le sang des jeunes de Grand Héron, par colonie et par région

Colonie	T4 totale (ng/ml)	T4 libre (ng/L)	3,4- déhydro- rétinol (µg/L)	Rétinol (µg/L)	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	C/N
Île Dickerson	17,0±6,1 (8,4-26,1)	6,9±3,1 ^c (2,6-11,2)	299±112 ^a (144-489)	528±180 ^c (315-841)	-21,8±1,0 ^{abc} (-23,0/-20,6)	13,6±0,5 ^a (13,1-14,2)	3,34±0,01 ^{ab} (3,33-3,34)
Île aux Hérons	17,2±4,2 (8,7-22,4)	7,8±2,1 ^c (5,3-10,5)	186±68 ^{ab} (80-288)	782±262 ^{bc} (443-1270)	-21,0±0,4 ^{ab} (-21,3/-20,5)	14,1±0,6 ^a (13,4-14,7)	3,36±0,01 ^a (3,36-3,37)
Grande Île	19,1±5,9 (11,9-30,7)	8,7±4,2 ^c (1,5-17,1)	184±80 ^{ab} (89-286)	646±330 ^c (264-1175)	-23,6±0,6 ^{bc} (-24,3/-22,9)	13,2±0,3 ^a (12,9-13,5)	3,37±0,01 ^a (3,36-3,37)
Île Steamboat ^T	19,2±5,6 (5,8-24,6)	9,8±2,0 ^{bc} (7,8-13,5)	148±81 ^{ab} (13-287)	1081±296 ^{ab} (637-1551)	-28,8±0,5 ^d (-29,2/-28,2)	9,1±0,1 ^c (9,0-9,2)	3,36±0,30 ^a (3,34-3,40)
Île de la Corneille	20,4±5,0 (15,4-31,4)	15,3±1,6 ^a (13,3-18,3)	88±53 ^b (25-169)	1282±219 ^a (926-1629)	-24,7±2,6 ^c (-28,5/-19,5)	11,1±1,7 ^b (9,2-14,3)	3,32±0,02 ^b (3,29-3,36)
Île aux Basques	23,4±7,1 (12,7-35,0)	13,2±2,2 ^{ab} (8,9-15,8)	178±230 ^{ab} (25-781)	1290±306 ^a (889-1829)	-20,2±3,4 ^a (-28,5/-17,7)	13,6±1,6 ^a (9,9-15,0)	3,32±0,04 ^b (3,28-3,40)
Île Laval	22,6±7,1 (15,3-34,1)	10,9±3,3 ^{bc} (4,6-14,8)	149±97 ^{ab} (74-311)	1033±195 ^{ab} (650-1277)	-23,2±3,3 ^{abc} (-27,6/-18,2)	11,3±1,6 ^b (9,5-13,8)	3,34±0,04 ^{ab} (3,30-3,43)
Île aux Oeufs ^T	21,7±6,9 (13,9-36,0)	8,3±3,4 ^c (3,8-14,5)	60±65 ^b (25-181)	1241±220 ^a (886-1503)	-24,7±1,1 ^c (-26,7/-23,0)	10,3±0,5 ^{bc} (9,4-10,9)	3,37±0,04 ^a (3,30-3,42)
Région							
Eau douce	17,8±5,4 (8,4-30,7)	7,8±3,2 ^b (1,5-17,1)	224±102 ^a (80-489)	647±274 ^b (264-1270)	-22,1±1,3 ^a (-24,3/-20,5)	13,6±0,6 ^a (12,9-14,7)	3,36±0,01 ^a (3,33-3,37)
Estuaire	22,1±6,4 (12,7-35,0)	13,1±3,0 ^a (4,6-18,3)	138±148 ^b (25-781)	1202±264 ^a (650-1829)	-22,7±3,5 ^a (-28,5/-17,7)	12,0±2,0 ^b (9,2-15,0)	3,32±0,04 ^b (3,28-3,43)
Témoins	20,4±6,2 (5,8-36,0)	9,1±2,8 ^b (3,8-14,5)	107±85 ^b (13-287)	1161±266 ^a (637-1551)	-26,9±2,3 ^b (-29,2/-23,0)	9,6±0,7 ^c (9,0-10,9)	3,37±0,03 ^a (3,30-3,42)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

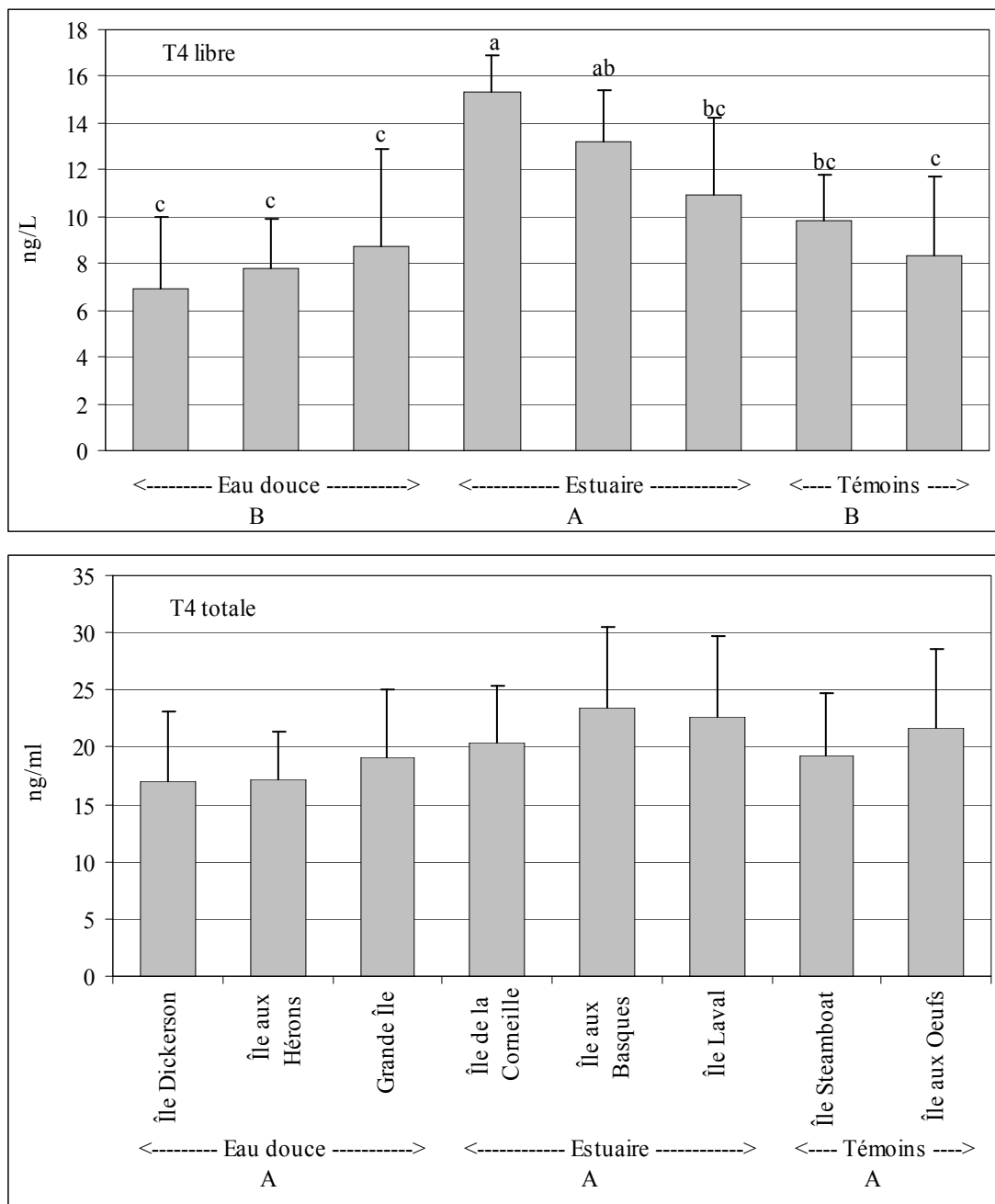


Figure 4. Niveaux d’hormone T4 libre et de T4 totale dans le plasma des jeunes de Grand Héron (Les colonies ou régions montrant la même lettre ou aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey, $p > 0,05$)

Tableau 5. Mesures cliniques sanguines (moyennes, écart-type et étendue) des jeunes de Grand Héron, par colonie et par région

Colonie	Hématocrite (%)	Protéines (g/L)	Albumine (g/L)	Globuline (g/L)	Rapport albumine/globuline	Glucose (mmol/L)
Île Dickerson	33±5 (29-43)	16,5±2,2 ^{cde} (12,0-19,4)	12,9±1,3 ^{ab} (10,7-14,3)	3,6±2,2 ^{bc} (1,0-8,7)	4,8±2,7 (1,2-11,0)	15,0±1,7 ^{bc} (13,2-18,4)
Île aux Hérons	33±3 (28-36)	17,5±2,8 ^{bcd} (13,2-22,7)	13,6±0,8 ^{ab} (12,3-15,0)	4,0±2,8 ^{bc} (0,1-8,4)	23,2±45,2 (1,7-131,0)	14,6±1,1 ^{bc} (13,6-16,8)
Grande Île	32±2 (29-35)	14,4±2,7 ^c (10,9-18,4)	12,1±0,9 ^b (10,6-13,9)	2,3±2,7 ^c (0,3-7,0)	14,2±10,7 (1,6-35,3)	13,5±1,4 ^c (11,2-15,3)
Île Steamboat ^T	33±2 (29-36)	16,4±3,0 ^{de} (13,0-21,8)	13,9±1,1 ^a (12,5-15,7)	2,5±2,9 ^c (0,0-8,7)	16,3±22,4 (1,5-68,5)	15,7±2,4 ^{abc} (13,6-19,7)
Île Corneille	35±3 (31-40)	20,0±2,1 ^{abc} (16,6-23,3)	12,2±1,1 ^b (10,8-14,2)	7,8±1,1 ^a (5,8-9,1)	1,6±0,1 (1,3-1,9)	15,5±1,3 ^{bc} (13,2-17,5)
Île aux Basques	35±3 (30-40)	22,6±2,3 ^a (17,8-25,8)	13,1±0,9 ^{ab} (11,2-14,5)	9,6±1,4 ^a (6,6-11,3)	1,4±0,2 (1,2-1,7)	15,8±1,2 ^{ab} (13,8-17,3)
Île Laval	34±1 (32-36)	21,1±1,9 ^{ab} (18,5-24,0)	13,1±0,8 ^{ab} (12,1-14,6)	8,0±1,3 ^a (6,3-10,2)	1,7±0,2 (1,4-2,0)	15,0±0,8 ^{bc} (13,8-16,3)
Île aux Oeufs ^T	33±2 (31-38)	19,6±2,0 ^{abcd} (17,4-23,0)	12,9±1,1 ^{ab} (11,6-14,7)	6,7±1,6 ^{ab} (3,3-8,3)	2,1±0,9 (1,6-4,3)	17,9±1,7 ^a (15,4-20,3)
Région						
Eau douce	33±3 ^b (28-43)	16,1±2,8 ^b (10,9-22,7)	12,8±1,2 (10,6-15,0)	3,2±2,6 ^b (0,1-8,7)	13,7±25,9 ^a (1,2-131,0)	14,3±1,5 ^c (11,2-18,4)
Estuaire	35±3 ^a (30-40)	21,2±2,3 ^a (16,6-25,8)	12,8±1,0 (10,8-14,6)	8,4±1,5 ^a (5,8-11,3)	1,6±0,2 ^b (1,2—2,0)	15,4±1,2 ^b (13,2-17,5)
Témoins	33±2 ^{ab} (29-38)	17,9±3,0 ^b (13,0-23,0)	13,4±1,2 (11,6-15,7)	4,5±3,1 ^b (0,0-8,7)	9,2±17,0 ^{ab} (1,5-68,5)	16,8±2,3 ^a (13,6-20,3)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

Tableau 5. (suite)

Colonie	AST (U/L)	CK (U/L)	LDH (U/L)	Phos. Alc. (U/L)	Calcium (mmol/L)	Acide urique (μmol/L)
Île Dickerson	192±96 (124-429)	4541±2259 ^b (610-7260)	645±164 ^{abc} (474-950)	391±88 ^{bc} (249-528)	2,52±0,13 ^{ab} (2,39-2,78)	456,1±172,3 (170,0-716,5)
Île aux Hérons	153±21 (122-188)	5674±1448 ^b (4490-8610)	762±229 ^{ab} (473-1110)	363±59 ^{bc} (267-429)	2,47±0,11 ^b (2,33-2,64)	487,9±142,0 (268,0-682,2)
Grande Île	341±521 (137-1730)	4952±1796 ^b (2010-7800)	580±142 ^{bcd} (414-772)	393±131 ^{abc} (162-605)	2,26±0,09 ^c (2,08-2,41)	571,3±193,2 (347,7-928,0)
Île Steamboat ^T	135±17 (115-169)	5034±1063 ^b (3770-6700)	532±117 ^{cd} (345-672)	335±75 ^c (256-463)	2,45±0,10 ^b (2,34-2,63)	616,8±183,1 (260,0-793,0)
Île de la Corneille	150±21 (119-177)	8151±1217 ^a (5680-9810)	803±165 ^a (636-1110)	535±169 ^a (342-913)	2,51±0,12 ^{ab} (2,32-2,67)	1850,0±2855,8 (336,2-9420,0)
Île aux Basques	148±25 (105-188)	6079±1152 ^{ab} (3920-7700)	650±87 ^{abc} (518-765)	504±103 ^{ab} (297-614)	2,55±0,14 ^{ab} (2,21-2,66)	910,4±207,4 (561,2-1242,0)
Île Laval	123±14 (105-152)	5022±1152 ^b (3240-7150)	521±101 ^{cd} (354-623)	359±63 ^{bc} (279-443)	2,59±0,08 ^{ab} (2,48-2,75)	1677,4±2309,2 (681,0-7810,0)
Île aux Oeufs ^T	129±57 (5-208)	5026±1159 ^b (3520-6410)	400±140 ^d (241-678)	419±69 ^{abc} (316-518)	2,63±0,09 ^a (2,51-2,76)	2579,4±4561,3 (683,0-14730,0)
Région						
Eau douce	231±311 (122-1730)	5032±1864 ^b (610-8610)	659±188 ^a (414-1110)	383±96 ^b (162-605)	2,42±0,16 ^b (2,08-2,78)	505,8±172,1 (170,0-928,0)
Estuaire	141±23 (105-188)	6417±1739 ^a (3240-9810)	658±166 ^a (354-1110)	466±139 ^a (279-913)	2,55±0,12 ^a (2,21-2,75)	1479,3±2082,4 (336,2-9420,0)
Témoins	132±41 (5-208)	5030±1079 ^b (3520-6700)	466±142 ^b (241-678)	377±82 ^b (256-518)	2,54±0,13 ^a (2,34-2,76)	1598,1±3290,3 (260,0-14730,0)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

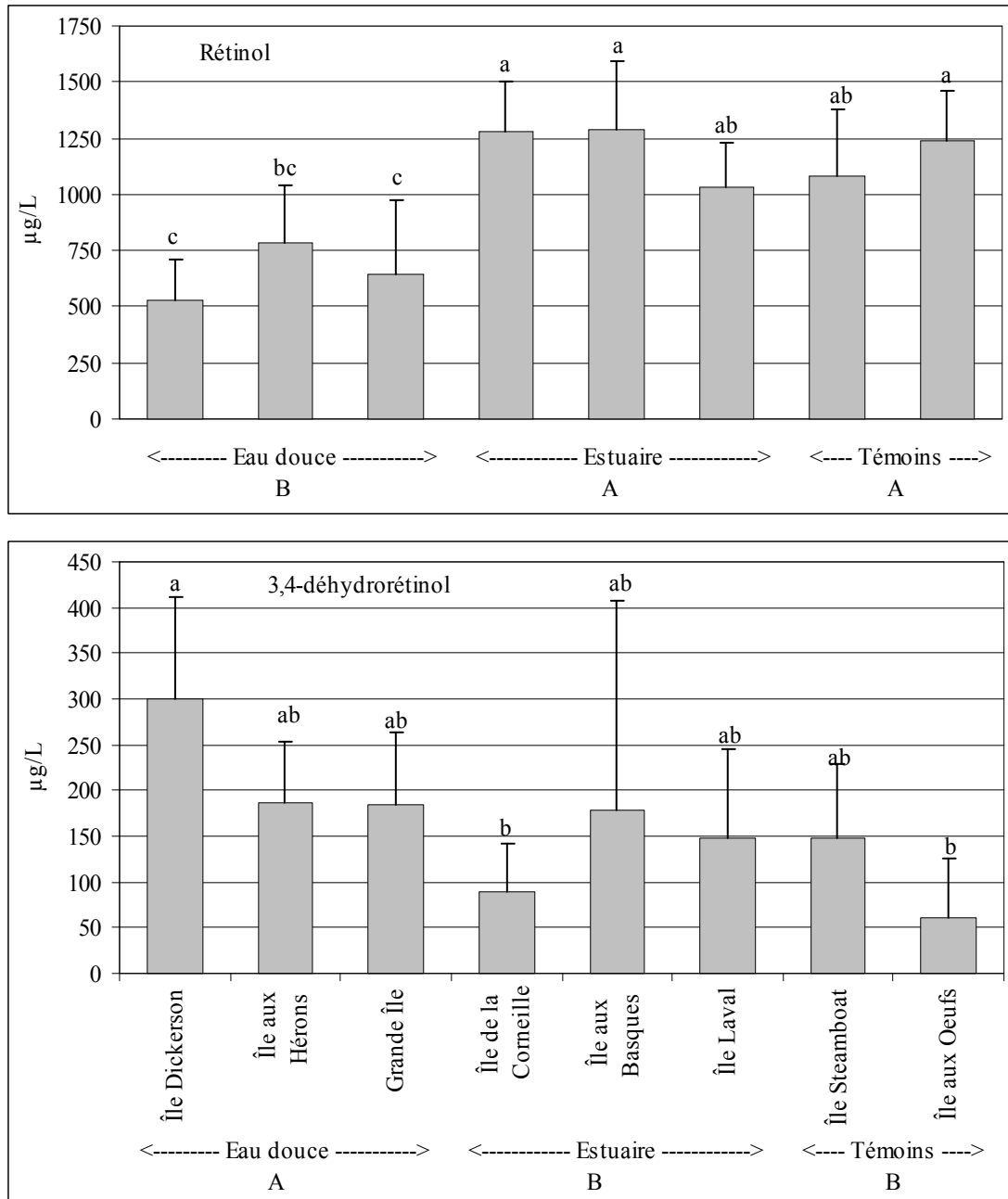


Figure 5. Niveaux de rétinol et de 3,4-déhydrorétinol dans le plasma des jeunes de Grand Héron (Les colonies ou régions montrant la même lettre ou aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey, $p > 0,05$)

3.3 ANALYSES CHIMIQUES

3.3.1 Mercure

Les concentrations de mercure dans les œufs et le sang ne varient pas significativement entre les colonies ($p > 0,05$; Tableau 6; Figure 6). Par contre, elles montrent des différences significatives dans les plumes ($p < 0,01$). Seule la colonie de l'Île Steamboat affiche des niveaux de mercure supérieurs, comparativement à l'Île aux Basques. Les colonies situées dans le fleuve ne montrent pas de différence entre elles. On n'observe aucune différence dans les concentrations de mercure entre les régions, dans aucun des trois tissus analysés ($p > 0,05$).

3.3.2 Contaminants organiques halogénés

Les concentrations de BPC total, des principaux congénères, des groupements en chlore et des groupements ortho analysés dans les œufs ne varient pas significativement entre les colonies, à l'exception du congénère BPC206 et des nonachloro-BPC (Tableau 7; Figure 7). Les principaux congénères de BPC présents dans les oeufs, totalisant 56 % du BPC total moyen (Figure 8), sont les congénères numéros 153 > 138 > 180 > 118 > 206 > 187. Les autres congénères de moindre importance montrant des différences entre les colonies sont les numéros 56/60, 66, 74, 105, 158, 176, 179 et 194. Les comparaisons entre régions donnent des résultats similaires : les congénères numéros 47/48, 56/60, 66, 74, 105, 141, 194 et 206 de même que les groupements tétra, octa et nonachloro-BPC montrent des différences significatives.

Les congénères de BPC non-substitués en position ortho (ou non-*ortho*-BPC), de même que les dioxines et furannes (Figure 9), ont été mesurés dans un seul échantillon composite de neuf œufs par colonie. Un équivalent toxique (ET), basé sur la toxicité relative par rapport à celle de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine, a été calculé à partir des facteurs d'équivalents toxiques publiés par Van den Berg *et al.* (1998), pour les congénères de BPC pour lesquels des équivalents étaient disponibles pour les oiseaux, soient les congénères substitués en position mono-*ortho* (n^{os} 105, 118, 156 et 157), les non-*ortho*-BPC (n^{os} 77, 81, 126 et 169) et les dioxines et furannes (Tableau 8; Figure 10). Les non-*ortho*-BPC contribuent en moyenne à plus de 67 % de l'ET total. Comme les variables ayant servi à calculer l'ET n'ont été analysés que dans un échantillon par colonie, on ne peut déterminer s'il existe une différence significative entre les

colonies. Par contre, la colonie de l'Île aux Hérons présente la valeur la plus élevée. Aucune différence significative n'a été observée entre les régions ($p > 0,05$).

Tableau 6. Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) de mercure dans les œufs, le sang et les plumes des jeunes hérons, par colonie et par région

Colonie	Oeufs	Sang	Plumes
	Hg ($\mu\text{g/g}$ poids frais)	Hg ($\mu\text{g/g}$ poids frais)	Hg ($\mu\text{g/g}$ poids sec)
Île Dickerson	0,33 \pm 0,16 (0,15-0,46)	0,41 \pm 0,05 (0,35-0,45)	5,22 \pm 0,36 ^{ab} (4,98-5,64)
Île aux Hérons	0,19 \pm 0,08 (0,12-0,27)	0,42 \pm 0,03 (0,40-0,45)	6,09 \pm 0,57 ^{ab} (5,43-6,47)
Grande Île	0,21 \pm 0,05 (0,17-0,26)	0,39 \pm 0,05 (0,34-0,44)	4,53 \pm 0,02 ^{ab} (4,51-4,54)
Île Steamboat ^T	0,42 \pm 0,13 0,28-0,50	0,73 \pm 0,09 (0,65-0,84)	9,04 \pm 0,32 ^a (8,77-9,40)
Île de la Corneille	0,25 \pm 0,10 (0,16-0,35)	0,70 \pm 0,36 (0,32-1,04)	6,51 \pm 2,57 ^{ab} (3,83-8,95)
Île aux Basques	0,22 \pm 0,10 (0,14-0,34)	0,32 \pm 0,29 (0,14-0,66)	2,71 \pm 1,23 ^b (1,62-4,04)
Île Laval	na –	0,31 \pm 0,20 (0,14-0,53)	4,99 \pm 2,69 ^{ab} (2,08-7,39)
Île aux Oeufs ^T	0,21 \pm 0,07 (0,16-0,30)	0,44 \pm 0,05 (0,40-0,49)	5,24 \pm 1,05 ^{ab} (4,03-5,85)
Région			
Eau douce	0,24 \pm 0,11 (0,12-0,46)	0,40 \pm 0,04 (0,34-0,45)	5,37 \pm 0,75 (4,51-6,47)
Estuaire	0,23 \pm 0,09 (0,14-0,35)	0,44 \pm 0,32 (0,14-1,04)	4,73 \pm 2,56 (1,62-8,95)
Témoins	0,32 \pm 0,15 (0,16-0,50)	0,59 \pm 0,17 (0,40-0,84)	7,14 \pm 2,19 (4,03-9,40)

T : colonies témoins ; na : non analysé.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

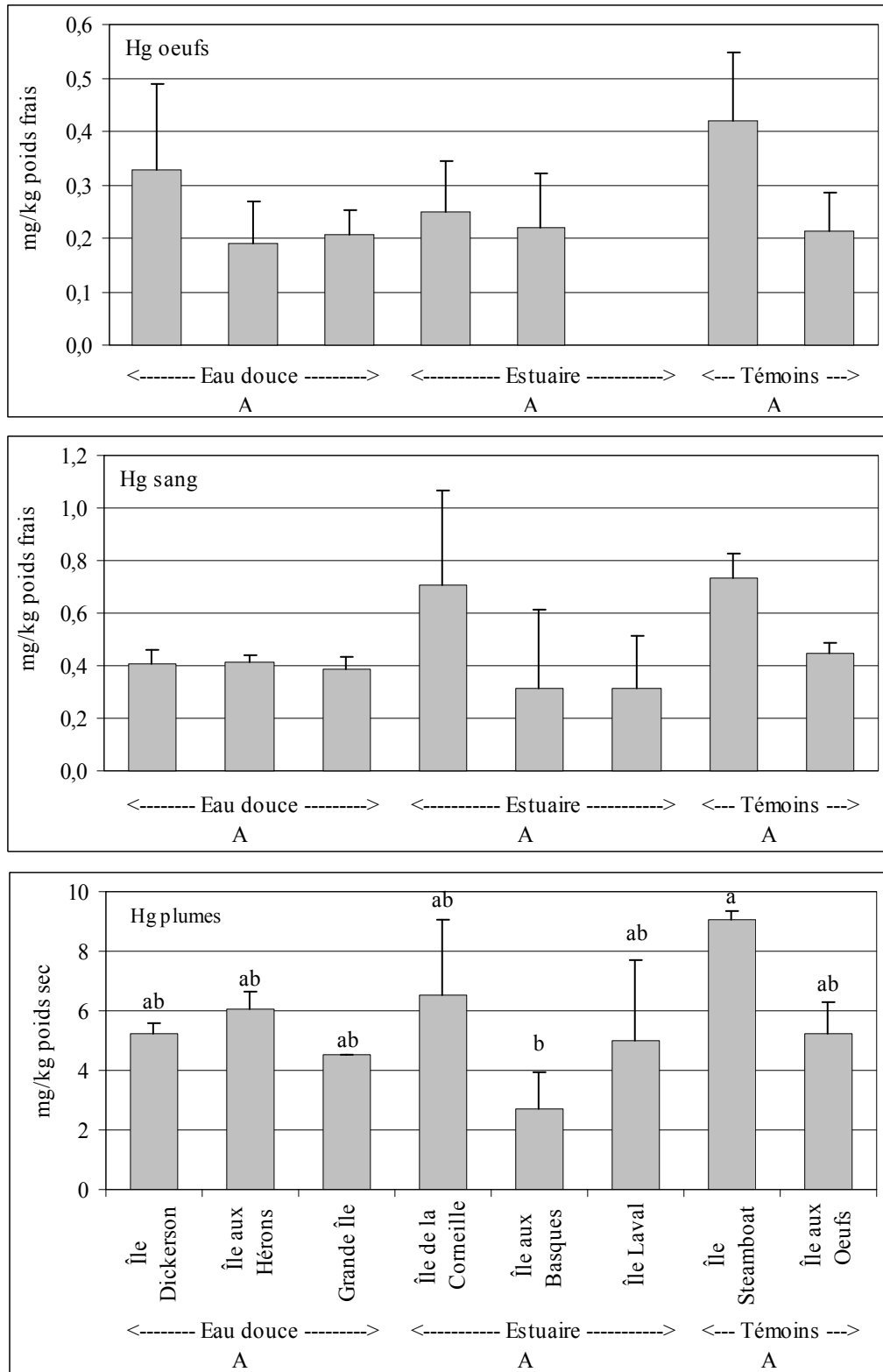


Figure 6. Concentrations de mercure dans les œufs, le sang et les plumes des jeunes de Grand Héron (Les colonies ou régions montrant la même lettre ou aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey, $p > 0,05$)

Tableau 7. Concentrations moyennes (écart-type, étendue) de BPC total et des principaux congénères de BPC dans les œufs de Grand Héron (mg/kg poids frais), par colonie et par région

Colonie	BPC total	N° 118	N° 138	N° 153	N° 180	N° 187	N° 206
Île Dickerson	0,875 (0,352) (0,66-1,28)	0,057 (0,021) (0,04-0,08)	0,088 (0,042) (0,05-0,14)	0,129 (0,069) (0,07-0,20)	0,081 (0,036) (0,05-0,12)	0,040 (0,014) (0,03-0,06)	0,070 ^{abc} (0,019) (0,05-0,09)
Île aux Hérons	3,47 (3,19) (1,41-7,15)	0,224 (0,155) (0,13-0,40)	0,440 (0,411) (0,17-0,91)	0,548 (0,514) (0,22-1,14)	0,356 (0,405) (0,12-0,83)	0,175 (0,181) (0,06-0,38)	0,194 ^a (0,150) (0,10-0,37)
Grande Île	2,26 (0,45) (1,83-2,72)	0,142 (0,017) (0,12-0,15)	0,275 (0,070) (0,20-0,34)	0,348 (0,069) (0,30-0,43)	0,230 (0,067) (0,16-0,30)	0,122 (0,038) (0,08-0,15)	0,172 ^a (0,048) (0,13-0,23)
Île Steamboat ^T	1,20 (1,24) (0,28-2,61)	0,093 (0,096) (0,02-0,20)	0,132 (0,125) (0,03-0,27)	0,177 (0,167) (0,05-0,37)	0,074 (0,050) (0,02-0,12)	0,045 (0,045) (0,01-0,10)	0,171 ^{ab} (0,225) (0,04-0,43)
Île de la Corneille	1,15 (0,36) (0,83-1,53)	0,079 (0,022) (0,06-0,10)	0,147 (0,049) (0,10-0,20)	0,258 (0,084) (0,18-0,34)	0,110 (0,048) (0,08-0,17)	0,051 (0,019) (0,03-0,07)	0,011 ^{bc} (0,004) (0,01-0,01)
Île aux Basques	0,99 (0,78) (0,47-1,88)	0,063 (0,031) (0,03-0,09)	0,127 (0,098) (0,06-0,24)	0,206 (0,174) (0,10-0,41)	0,085 (0,076) (0,04-0,17)	0,058 (0,057) (0,03-0,12)	0,011 ^c (0,008) (0,01-0,02)
Île aux Oeufs ^T	0,87 (0,57) (0,46-1,53)	0,050 (0,015) (0,04-0,07)	0,095 (0,054) (0,05-0,16)	0,195 (0,149) (0,07-0,36)	0,103 (0,095) (0,02-0,21)	0,035 (0,032) (0,01-0,07)	0,014 ^c (0,015) (0,01-0,03)
Région							
Eau douce	2,203 (1,974) (0,66-7,15)	0,141 (0,107) (0,04-0,40)	0,268 (0,259) (0,05-0,91)	0,342 (0,319) (0,07-1,14)	0,222 (0,238) (0,05-0,83)	0,112 (0,110) (0,03-0,38)	0,145 ^a (0,098) (0,05-0,37)
Estuaire	1,069 (0,547) (0,47-1,88)	0,071 (0,025) (0,03-0,10)	0,137 (0,070) (0,06-0,24)	0,232 (0,125) (0,10-0,41)	0,098 (0,058) (0,04-0,17)	0,055 (0,038) (0,03-0,12)	0,011 ^b (0,005) (0,01-0,02)
Témoins	1,034 (0,882) (0,28-2,61)	0,072 (0,066) (0,02-0,20)	0,113 (0,089) (0,03-0,27)	0,186 (0,142) (0,05-0,37)	0,089 (0,070) (0,02-0,21)	0,040 (0,035) (0,01-0,10)	0,093 ^b (0,167) (0,01-0,43)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon Tukey ($p > 0,05$).

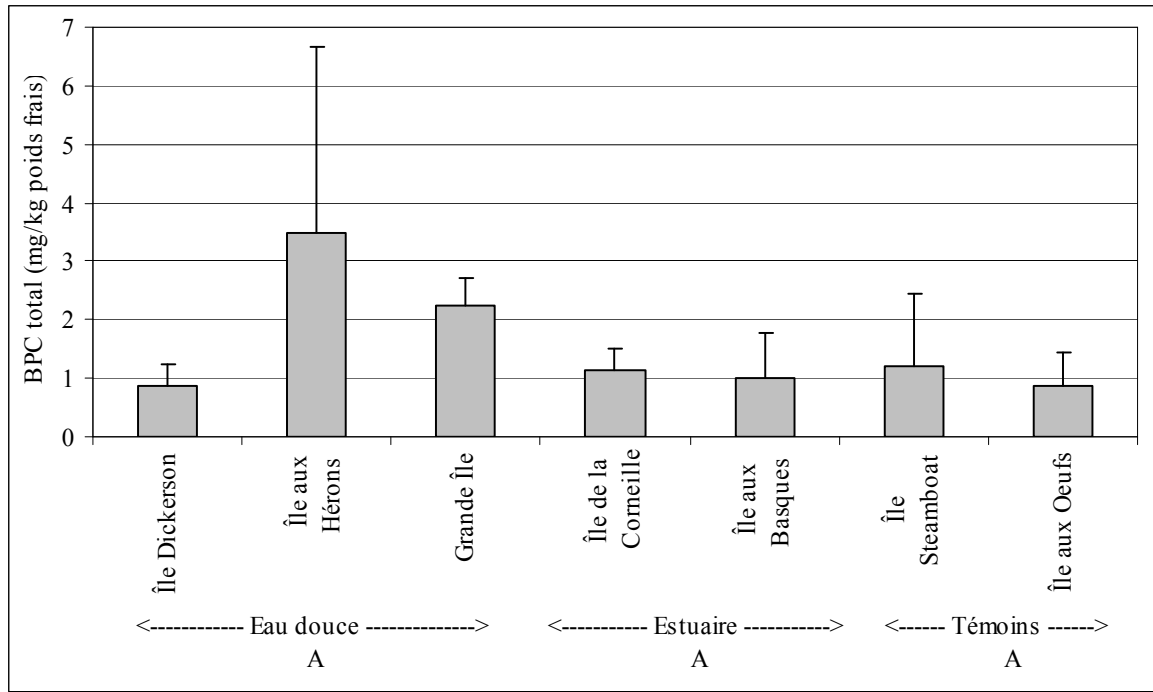


Figure 7. Concentration de BPC total dans les œufs de Grand Héron (Les colonies ou régions montrant la même lettre ou aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey, $p > 0,05$)

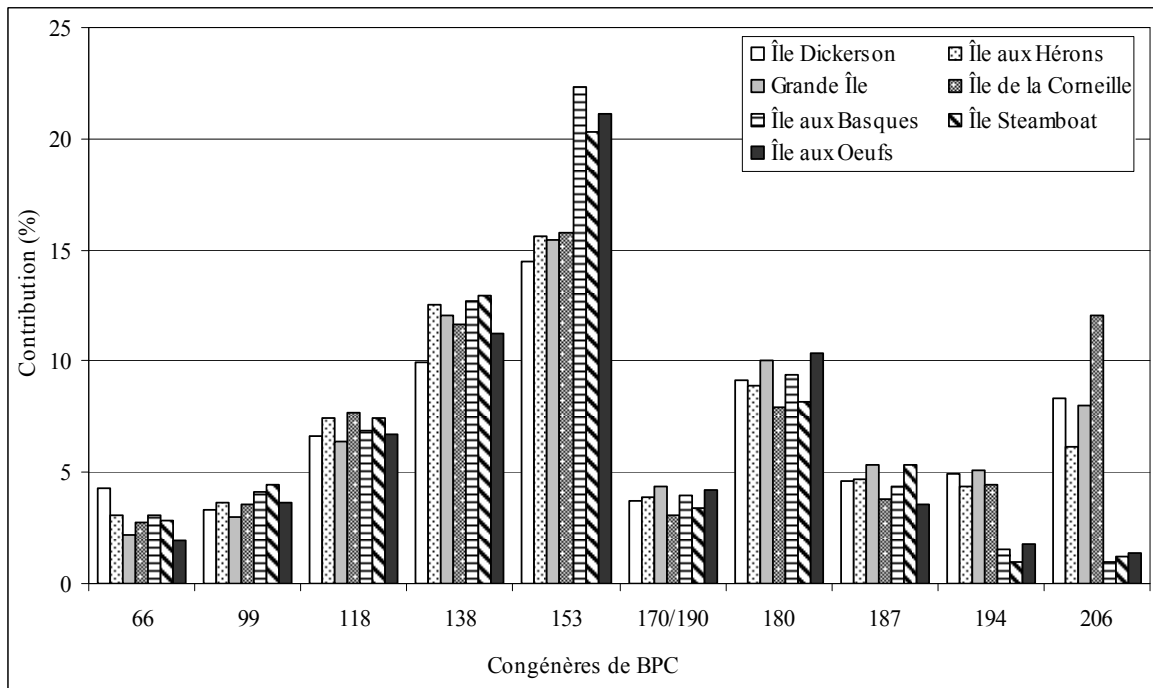


Figure 8. Contribution des principaux congénères de BPC au BPC total dans les œufs de Grand Héron

Tableau 8. Concentrations moyennes (écart-type) de mono-*ortho*-BPC, non-*ortho*-BPC, dioxines et furannes et des équivalents toxiques dans les œufs de Grand Héron, par colonie et par région

Colonie	Mono- <i>ortho</i> -BPC (mg/kg poids frais)	Non- <i>ortho</i> -BPC (ng/kg poids frais)	Dioxines-furannes (ng/kg poids frais)	Équivalent toxique (ng/kg poids frais)
Île Dickerson	0,093 (0,035)	535,8	23,02	56,17
Île aux Hérons	0,369 (0,268)	1264,3	31,67	135,70
Grande Île	0,236 (0,036)	894,3	26,83	100,82
Île Steamboat ^T	0,141 (0,144)	694,3	26,37	76,51
Île de la Corneille	0,129 (0,036)	349,3	45,50	43,58
Île aux Basques	0,105 (0,050)	280,5	12,37	32,95
Île aux Oeufs ^T	0,085 (0,026)	260,4	39,06	36,46
Région				
Eau douce	0,233 (0,138)	898,1 (364,2)	27,17 (4,34)	97,56 (39,87)
Estuaire	0,117 (0,017)	314,9 (48,6)	28,93 (23,42)	38,27 (7,52)
Témoins	0,113 (0,040)	477,4 (306,8)	32,72 (8,97)	56,49 (28,32)

Mono-*ortho*-BPC = somme des congénères n^{os} 105, 118, 156 et 157.

Non-*ortho*-BPC = somme des congénères n^{os} 77, 81, 126 et 169.

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

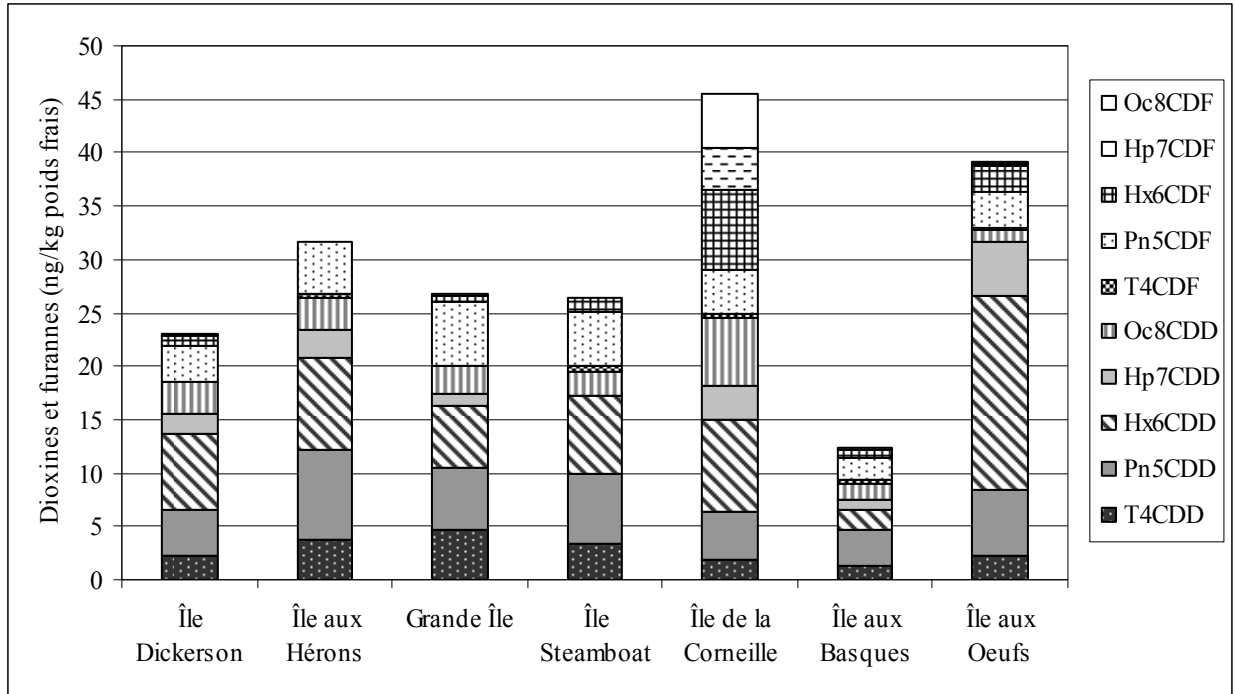


Figure 9. Contribution des isomères de dioxines et furannes aux dioxines et furannes totaux dans les œufs de Grand Héron

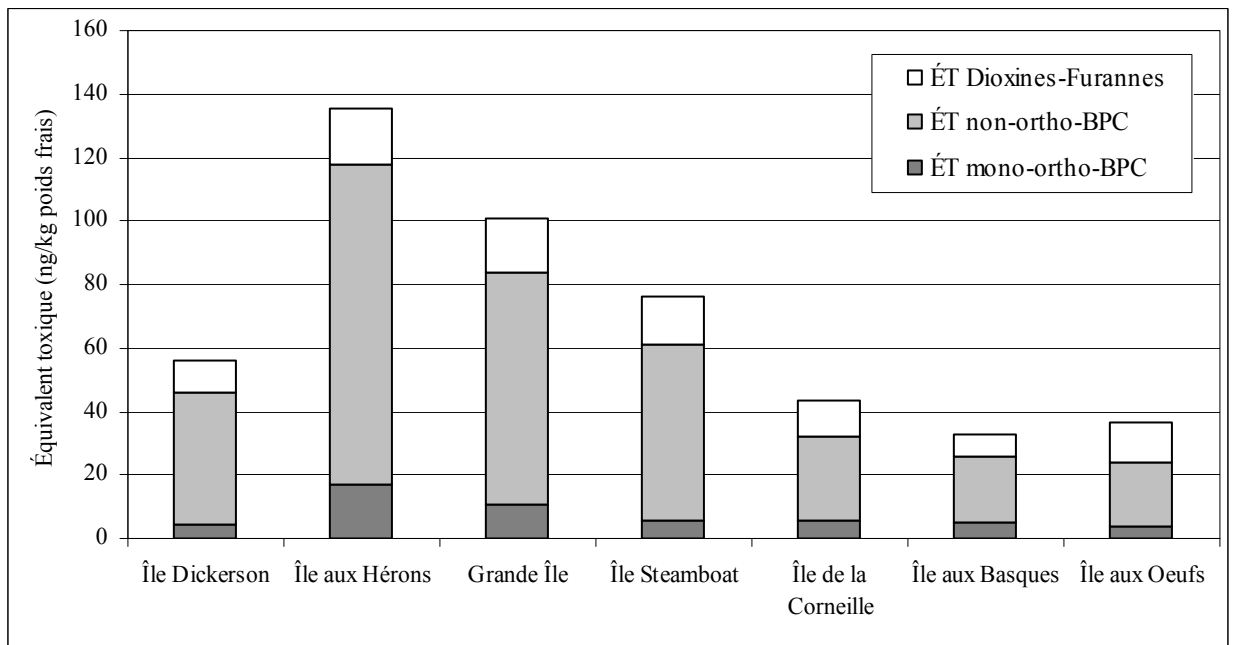


Figure 10. Contribution des mono-*ortho*-BPC, des non-*ortho*-BPC et des dioxines et furannes aux équivalents toxiques totaux dans les œufs de Grand Héron

Les concentrations d'éthers diphenyliques polybromés, ou polybromodiphényle éthers (PBDE) totaux et des sept principaux congénères sont présentés au Tableau 9 et illustrées à la Figure 11. Ces sept congénères comptent en moyenne pour 98,4 % de la somme des PBDE totaux, pour laquelle 28 congénères ont été mesurés. Comme les PBDE n'ont été analysés que dans un échantillon par colonie, on ne peut déterminer s'il existe une différence significative entre les colonies. Par contre, la colonie de l'Île aux Hérons présente la valeur la plus élevée. Aucune différence significative n'a été observée entre les régions ($p > 0,05$).

Les concentrations de toxaphène total, ou bornanes polychlorés, et des groupements sont présentés au Tableau 10 et les contributions des dix principaux congénères de chlorobornanes sur les 21 analysés sont illustrées à la Figure 12. Seules les déca-toxaphènes montrent une différence entre les colonies, tandis que les nona-toxaphènes et la toxaphène B8-1412 montrent des différences entre les régions.

Tableau 9. Concentrations moyennes de PBDE totaux et des principaux congénères de PBDE dans les œufs de Grand Héron (ng/g poids frais), par colonie et par région (écart-type)

Colonie	PBDE total	PBDE 47	PBDE 49	PBDE 99	PBDE 100	PBDE 153	PBDE 154	PBDE 183
Île Dickerson	134,6	33,9	0,2	37,8	29,0	22,1	9,0	0,9
Île aux Hérons	1377,4	484,6	0,8	283,5	237,5	260,1	88,1	9,0
Grande Île	776,9	194,2	2,2	191,7	159,5	157,3	57,3	5,7
Île Steamboat ^T	371,9	77,1	0,7	118,9	70,9	66,9	30,2	1,8
Île de la Corneille	172,4	29,6	0,5	38,1	38,5	38,3	24,5	0,6
Île aux Basques	116,4	29,5	1,0	20,7	28,9	18,3	14,6	0,4
Île aux Oeufs ^T	70,7	21,1	< 0,001	9,2	14,2	16,2	7,9	0,3
Région								
Eau douce	762,9 (621,5)	237,6 (228,5)	1,1 (1,0)	171,0 (124,2)	142,0 (105,4)	146,5 (119,4)	51,5 (39,9)	5,2 (4,1)
Estuaire	144,4 (39,6)	29,5 (0,04)	0,8 (0,3)	29,4 (12,3)	33,7 (6,8)	28,3 (14,1)	19,6 (7,0)	0,5 (0,2)
Témoins	221,3 (213,0)	49,1 (39,6)	0,4 (0,5)	64,0 (77,5)	42,5 (40,0)	41,6 (35,8)	19,1 (15,7)	1,0 (1,0)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

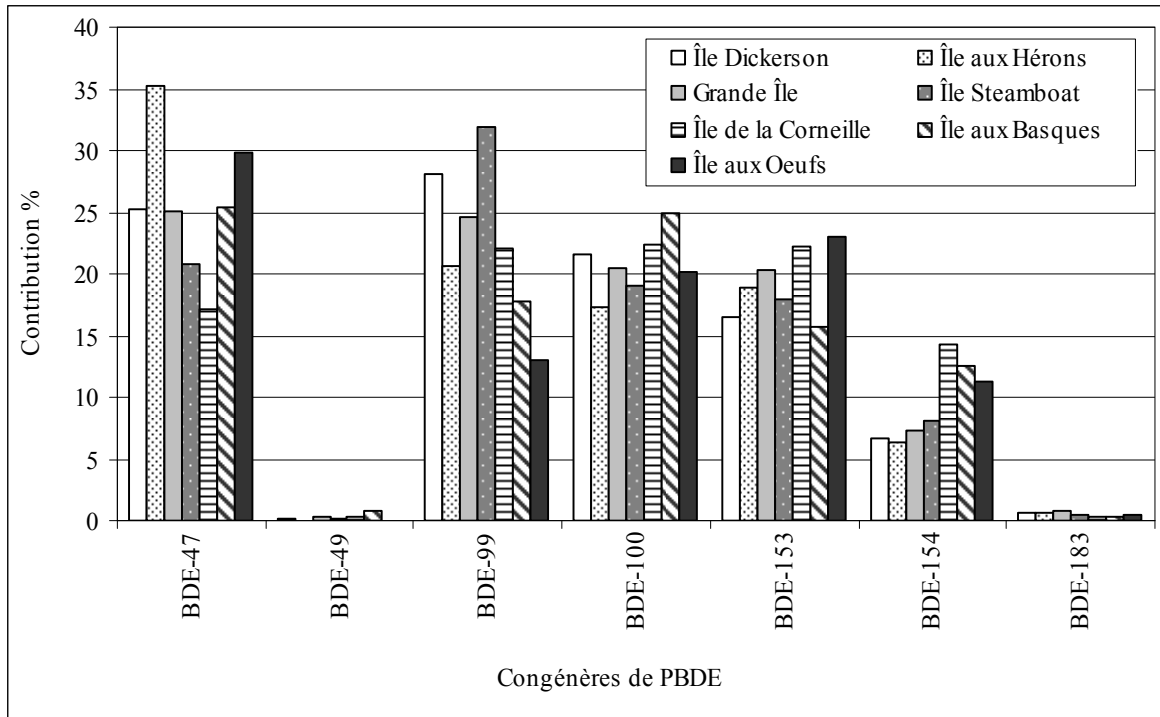


Figure 11. Contribution des principaux congénères de PBDE au PBDE total dans les oeufs de Grand Héron

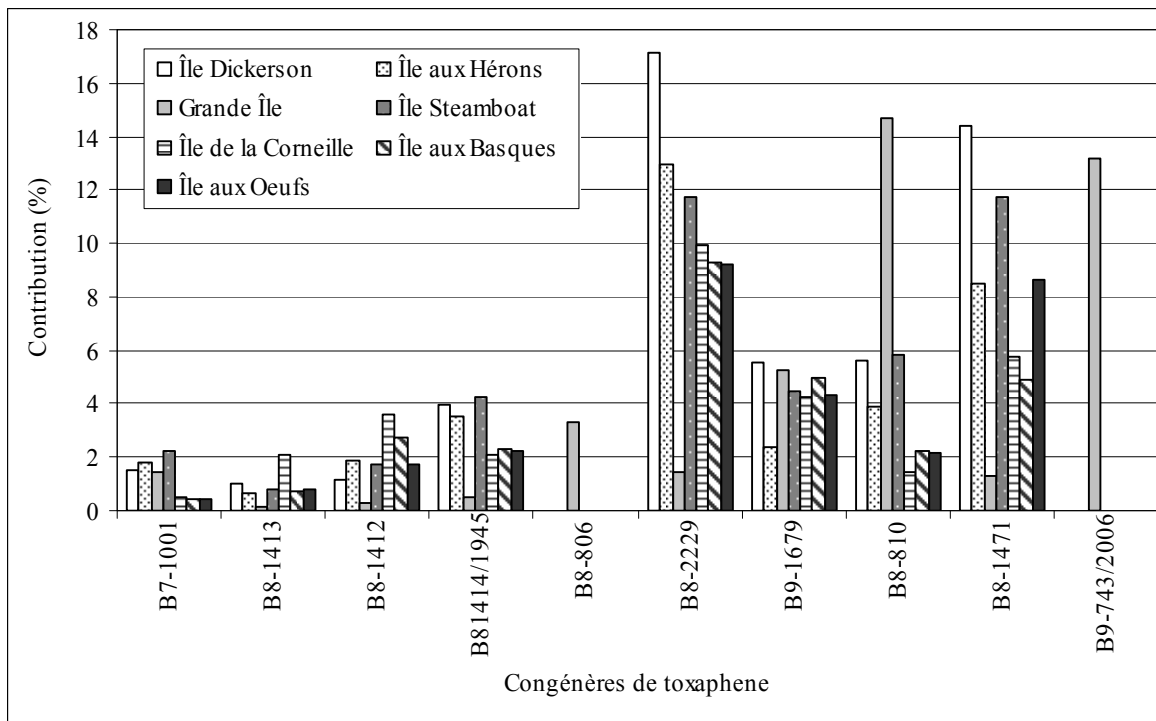


Figure 12. Contribution des principaux congénères de toxaphène au toxaphène total dans les oeufs de Grand Héron

Tableau 10. Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) de toxaphènes dans les œufs de Grand Héron (ng/g poids frais), par colonie et par région

Colonie	Toxaphène					
	Total	Hexa	Hepta	Octa	Nona	Déca
Île Dickerson	20,2 ± 23,3 (5,7-47,1)	nd nd	5,1 ± 6,9 (1,1-13,1)	11,8 ± 13,2 (3,9-27,1)	3,3 ± 3,3 (0,7-7,0)	nd ^b nd
Île aux Hérons	33,0 ± 39,1 (6,4-77,9)	nd nd	12,6 ± 19,1 (1,0-34,6)	17,9 ± 17,8 (4,7-38,2)	2,5 ± 2,4 (0,6-5,1)	nd ^b nd
Grande Île	159,1 ± 238,1 (4,2-433,3)	0,6 ± 0,6 (<ld-1,1)	73,1 ± 116,1 (0,9-207,0)	78,1 ± 114,1 (2,9-209,4)	7,3 ± 7,8 (0,3-15,7)	nd ^b nd
Île Steamboat ^T	26,9 ± 18,4 (15,9-48,1)	nd nd	7,9 ± 9,0 (2,2-18,2)	15,4 ± 8,1 (10,5-24,7)	3,5 ± 1,4 (2,3-5,0)	0,1 ± 0,1 ^a (<ld-0,3)
Île de la Corneille	32,5 ± 12,5 (24,2-46,9)	0,06 ± 0,06 (<ld-0,13)	6,8 ± 3,1 (4,9-10,3)	18,8 ± 9,7 (13,1-30,0)	6,9 ± 1,2 (6,0-8,2)	nd ^b nd
Île aux Basques	52,0 ± 3,4 (48,3-54,9)	0,3 ± 0,2 (<ld-0,4)	13,4 ± 1,8 (11,4-14,9)	26,1 ± 5,3 (22,1-32,1)	12,2 ± 1,8 (11,0-14,3)	nd ^b nd
Île aux Oeufs ^T	55,0 ± 42,0 (19,5-101,4)	nd nd	12,5 ± 8,4 (4,9-21,5)	30,7 ± 24,9 (10,1-58,3)	11,8 ± 8,9 (4,5-21,6)	nd ^b nd
Région						
Eau douce	70,8 ± 138,3 (4,2-433,3)	0,21 ± 0,40 (<ld-1,1)	30,3 ± 67,2 (0,9-207,0)	36,0 ± 66,2 (2,9-209,4)	4,4 ± 4,9 ^b (0,3-15,7)	nd nd
Estuaire	42,2 ± 13,4 (24,2-54,9)	0,16 ± 0,17 (<ld-0,4)	10,1 ± 4,3 (4,9-14,9)	22,5 ± 8,1 (13,1-32,1)	9,7 ± 3,2 ^a (6,0-14,3)	nd nd
Témoins	40,9 ± 32,9 (15,9-101,4)	nd nd	10,2 ± 8,2 (2,2-21,5)	23,0 ± 18,5 (10,1-58,3)	7,7 ± 7,3 ^{ab} (2,3-21,6)	0,07 ± 0,10 (<ld -0,3)

T : colonies témoins.

ld : limite de détection.

nd : non détecté.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

Parmi les 21 pesticides organochlorés mesurés dans les œufs, douze ont été détectés dans plus de 50 % des échantillons, tandis que huit ont été détectés dans tous les échantillons (Tableau 11).

Les concentrations de *p,p'*-DDD, *p,p'*-DDT, *trans*-nonachlore, *cis*-chlordan, oxychlordan, photo-mirex et pentachlorobenzène analysés dans les œufs montrent des différences significatives entre les colonies ($p < 0,05$). Entre les régions, les concentrations d'époxide d'heptachlore, *trans*-nonachlore, *cis*-nonachlore, *pp'*-DDT, *p,p'*-DDD, *cis*-chlordan, l'oxychlordan, photo-mirex et pentachlorobenzène sont significativement plus élevés en eau douce que dans les autres régions ($p < 0,05$).

Dans le sang, les concentrations de BPC total, des principaux congénères de BPC, des groupements en chlore et des groupements ortho affichent des différences significatives entre les colonies ($p < 0,05$; Tableau 12 ; Figure 13). Le BPC total apparaît significativement plus élevé dans la portion eau douce que dans l'estuaire et les colonies témoins. Le patron des principaux congénères de BPC dans le sang diffère peu de celui dans les oeufs, un seul congénère de plus étant nécessaire pour atteindre 56 % du BPC total (# 118 > 153 > 138 > 180 > 105 > 187 > 99) (Figure 14). Dans le sang, seulement sept pesticides organochlorés ont été détectés dans plus de 50% des échantillons, tandis que quatre ont été détectés dans tous les échantillons. Ce sont le HCB, le *p,p'*-DDE, le *trans*-nonachlore et le *cis*-nonachlore. Le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, le pentachlorobenzène, le *p,p'*-DDE, le *p,p'*-DDD, le *p,p'*-DDT, l'époxide d'heptachlore et le *cis*-nonachlore montrent des différences significatives entre les colonies de même qu'entre les régions, sauf pour le pentachlorobenzène et le *p,p'*-DDE ($p < 0,05$; Tableau 12). Les concentrations sont généralement plus élevées en eau douce que dans l'estuaire et les colonies témoins.

3.4 RELATIONS ENTRE LES CONTAMINANTS ET LES VARIABLES BIOLOGIQUES

3.4.1 Relations entre les variables dans les œufs

Une première analyse des corrélations a été effectuée en jumelant les données biologiques des œufs avec les contaminants mesurés dans les œufs provenant des mêmes nids regroupés selon les échantillons composites, pour les contaminants mesurés dans les groupes de trois œufs, avec un total de 15 groupes d'œufs. Dans ce groupe, le rétinol affiche plusieurs corrélations significatives avec les pesticides organochlorés et les BPC, tandis que le palmitate de rétinol et le ratio R/PR en montrent aussi quelques-unes (Tableau 13). Une seconde analyse a ensuite été faite avec une valeur moyenne par colonie pour les variables biologiques afin de pouvoir calculer des corrélations avec les contaminants mesurés sur un seul échantillon composite par colonie. Seul le rétinol est relié positivement avec les non-*ortho*-BPC et l'équivalent toxique (Tableau 14). Des régressions multiples pas-à-pas ont été effectuées pour trouver quelles variables expliquent le mieux la variabilité dans les niveaux de rétinol des œufs. Le meilleur résultat a été obtenu avec le stade de développement et le log du congénère de BPC n° 118 (r^2 ajusté = 0,4131, $p = 0,016$).

Tableau 11. Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) des principaux pesticides organochlorés dans les œufs de Grand Héron ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids frais) par colonie et par région

Colonie	Dieldrine	Époxide d'heptachlore	HCB	Mirex	<i>trans</i> -nonachlore	<i>cis</i> -nonachlore
% détection	95	100	100	90	100	100
Île Dickerson	27 ± 6 (<0,1-31)	16 ± 17 (4-36)	3 ± 1 (2-4)	24 ± 20 (<0,1-38)	39 ± 26 (18-68)	13 ± 9 (5-23)
Île aux Hérons	100 ± 99 (14-208)	34 ± 23 (9-55)	7 ± 8 (2-16)	11 ± 1 (10-12)	267 ± 299 (91-612)	86 ± 98 (23-199)
Grande Île	75 ± 53 (15-113)	11 ± 2 (9-13)	4 ± 1 (3-5)	13 ± 11 (6-26)	113 ± 67 (67-189)	34 ± 19 (21-56)
Île Steamboat ^T	66 ± 90 (10-170)	27 ± 37 (4-69)	4 ± 1 (3-5)	5 ± 4 (2-9)	102 ± 128 (13-249)	30 ± 40 (3-76)
Île de la Corneille	14 ± 7 (9-22)	5 ± 1 (4-5)	4 ± 1 (3-4)	7 ± 7 (<0,1-12)	24 ± 7 (17-30)	7 ± 2 (5-9)
Île aux Basques	11 ± 4 (8-16)	5 ± 3 (3-8)	4 ± 1 (3-5)	4 ± 3 (2-7)	21 ± 8 (16-30)	8 ± 5 (5-14)
Île aux Oeufs ^T	20 ± 20 (4-42)	6 ± 3 (3-9)	7 ± 6 (2-14)	4 ± 4 (1-8)	13 ± 15 (7-32)	7 ± 4 (3-10)
Région						
Eau douce	64 ± 67 (<0,1-208)	21 ± 18 ^a (4-55)	5 ± 4 (2-16)	14 ± 11 (<0,1-38)	140 ± 184 ^a (18-612)	44 ± 59 ^a (5-199)
Estuaire	13 ± 5 (8-22)	5 ± 2 ^b (3-8)	4 ± 1 (3-5)	5 ± 4 (<0,1-12)	22 ± 7 ^b (16-30)	8 ± 4 ^b (5-14)
Témoins	43 ± 64 (4-170)	17 ± 26 ^{ab} (3-69)	6 ± 4 (2-14)	5 ± 3 (1-9)	62 ± 93 ^{ab} (4-249)	19 ± 28 ^{ab} (3-76)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

Tableau 11 (suite)

Colonie	pp'-DDT	pp'-DDD	pp'-DDE	cis-chlordane	Oxychlordane	TCPM
% détection	100	100	100	95	100	67
Île Dickerson	6 ± 2 ^{ab} (4-8)	3 ± 3 ^{bcd} (1-6)	468 ± 301 (174-776)	2 ± 1 ^{ab} (1-3)	29 ± 36 ^{ab} (8-70)	< 0,1 ± 0 (nd)
Île aux Hérons	13 ± 6 ^a (< 0,1-6)	21 ± 14 ^a (13-37)	1715 ± 1551 (527-3469)	15 ± 7 ^a (10-23)	79 ± 52 ^a (22-124)	6 ± 4 (2-10)
Grande Île	6 ± 1 ^a (6-7)	7 ± 1 ^{ab} (6-8)	964 ± 280 (641-1132)	5 ± 3 ^{ab} (2-8)	32 ± 15 ^{ab} (23-50)	4 ± 4 (< 0,1-6)
Île Steamboat ^T	5 ± 3 ^{abc} (2-7)	7 ± 5 ^{abc} (2-12)	509 ± 296 (328-850)	6 ± 7 ^{ab} (0,5-14)	34 ± 36 ^{ab} (8-75)	2 ± 3 (< 0,1-67)
Île de la Corneille	2 ± 1 ^{bcd} (1-2)	1 ± 1 ^d (0,5-2)	534 ± 404 (291-1000)	< 0,1 ± 0 ^b (< 0,1-0,5)	9 ± 3 ^{ab} (6-12)	2 ± 1 (1-2)
Île aux Basques	1 ± 1 ^{cd} (0,5-2)	1 ± 1 ^{cd} (0,5-2)	372 ± 171 (175-479)	1 ± 0 ^{ab} (0,5-1)	6 ± 3 ^b (4-9)	1 ± 1 (0,5-2)
Île aux Oeufs ^T	1 ± 1 ^d (0,5-2)	0,5 ± 0 ^d (0,5-0,5)	484 ± 156 (335-646)	1 ± 1 ^{ab} (0,5-2)	11 ± 5 ^{ab} (6-14)	1 ± 1 (1-2)
Région						
Eau douce	8 ± 5 ^a (< 0,1-8)	10 ± 11 ^a (1-37)	1049 ± 969 (174-3469)	7 ± 7 ^a (1-23)	47 ± 40 ^a (8-124)	3 ± 4 (< 0,1-10)
Estuaire	1 ± 1 ^b (0,5-2)	1 ± 1 ^b (0,5-2)	453 ± 291 (175-1000)	1 ± 0 ^b (< 0,1-1)	8 ± 3 ^b (4-12)	1 ± 1 (0,5-2)
Témoins	3 ± 3 ^b (0,5-7)	4 ± 4 ^b (0,5-12)	496 ± 212 (328-850)	3 ± 5 ^{ab} (0,5-14)	23 ± 26 ^{ab} (6-75)	12 ± 27 (< 0,1-67)

T : colonies témoins ; nd : non détecté.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

Tableau 12. Concentrations (moyennes, écart-type et étendue) de BPC total et des principaux pesticides organochlorés dans le plasma des jeunes hérons ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids frais) par colonie et par région

Colonie	BPC total	HCB	1234-CB	1245-CB
% détection	100	100	50	50
Île Dickerson	36,4 \pm 7,9 ^{ab} (26,5-44,3)	0,17 \pm 0,04 (0,13-0,21)	0,02 \pm 0,01 ^a (0,02-0,03)	0,06 \pm 0,01 ^a (0,05-0,06)
Île aux Hérons	44,6 \pm 9,0 ^a (37,2-54,7)	0,18 \pm 0,04 (0,15-0,23)	0,03 \pm 0 ^a (0,03-0,03)	0,28 \pm 0,30 ^a (0,05-0,61)
Grande Île	56,4 \pm 50,8 ^{ab} (24,5-115,0)	0,17 \pm 0,11 (0,10-0,30)	0,02 \pm 0,01 ^a (0,02-0,03)	0,06 \pm 0,01 ^a (0,05-0,07)
Île Steamboat ^T	13,9 \pm 9,7 ^{abc} (5,43-24,4)	0,17 \pm 0,04 (0,13-0,21)	0,03 \pm 0 ^a (0,03-0,03)	0,06 \pm 0,01 ^a (0,05-0,07)
Île de la Corneille	6,9 \pm 3,0 ^{abc} (4,1-10,0)	0,16 \pm 0,04 (0,13-0,21)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)
Île aux Basques	4,3 \pm 1,1 ^c (3,3-5,5)	0,23 \pm 0,05 (0,19-0,28)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)
Île Laval	14,2 \pm 18,5 ^{bc} (3,4-35,6)	0,21 \pm 0,05 (0,18-0,26)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)
Île aux Oeufs ^T	2,5 \pm 0,9 ^c (1,8-3,5)	0,14 \pm 0,02 (0,13-0,16)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)	< 0,01 \pm 0 ^b (nd)
Région				
Eau douce	45,8 \pm 27,6 ^a (24,5-115,0)	0,17 \pm 0,06 (0,10-0,30)	0,03 \pm 0,01 ^a (0,02-0,03)	0,13 \pm 0,18 ^a (0,05-0,61)
Estuaire	8,5 \pm 10,4 ^b (3,3-35,6)	0,20 \pm 0,05 (0,13-0,28)	<0,01 \pm 0 ^c (nd)	<0,01 \pm 0,01 ^c (nd)
Témoins	8,2 \pm 8,8 ^b (1,8-24,3)	0,16 \pm 0,03 (0,13-0,21)	0,02 \pm 0,01 ^b (<0,01-0,03)	0,03 \pm 0,03 ^b (<0,01-0,07)

T : colonies témoins.

nd : non détecté.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

Tableau 12. (suite)

Colonie	pp'-DDE	pp'-DDD	trans-nonachlore	cis-nonachlore
% détection	100	96	100	100
Île Dickerson	4,84 ± 5,19 ^{ab} (1,52-10,82)	0,20 ± 0,06 ^{ab} (0,16-0,27)	0,51 ± 0,24 (0,24-0,70)	0,21 ± 0,05 ^{ab} (0,15-0,24)
Île aux Hérons	5,52 ± 4,01 ^a (2,46-10,06)	0,39 ± 0,09 ^a (0,29-0,47)	0,82 ± 0,64 (0,10-1,33)	0,44 ± 0,15 ^a (0,28-0,55)
Grande Île	9,38 ± 11,05 ^a (3,10-22,14)	0,23 ± 0,09 ^{ab} (0,17-0,32)	0,93 ± 0,83 (0,39-1,88)	0,45 ± 0,36 ^{ab} (0,24-0,87)
Île Steamboat ^T	5,36 ± 2,21 ^a (2,84-6,93)	0,17 ± 0,08 ^{abd} (0,11-0,26)	0,96 ± 0,95 (0,13-1,99)	0,41 ± 0,37 ^{ab} (0,05-0,79)
Île de la Corneille	2,01 ± 1,13 ^{ab} (1,27-3,31)	0,04 ± 0,05 ^d (0,01-0,09)	0,30 ± 0,15 (0,16-0,47)	0,11 ± 0,05 ^{ab} (0,05-0,14)
Île aux Basques	1,40 ± 0,16 ^{ab} (1,26-1,58)	0,08 ± 0,01 ^{bd} (0,06-0,09)	0,47 ± 0,10 (0,35-0,54)	0,12 ± 0,02 ^{ab} (0,11-0,15)
Île Laval	3,09 ± 1,31 ^{ab} (1,65-4,21)	1,31 ± 2,13 ^{abd} (0,06-3,76)	0,39 ± 0,08 (0,34-0,48)	0,10 ± 0,04 ^{ab} (0,06-0,13)
Île aux Oeufs ^T	1,20 ± 0,14 ^b (1,12-1,36)	0,03 ± 0,00 ^d (0,03-0,04)	0,26 ± 0,10 (0,15-0,35)	0,08 ± 0,02 ^b (0,07-0,11)
Région				
Eau douce	6,57 ± 6,77 (1,52-22,14)	0,27 ± 0,11 ^a (0,16-0,47)	0,75 ± 0,57 (0,10-1,88)	0,37 ± 0,23 ^a (0,15-0,87)
Estuaire	2,17 ± 1,14 (1,26-4,21)	0,48 ± 1,23 ^b (0,01-3,76)	0,39 ± 0,13 (0,16-0,54)	0,11 ± 0,04 ^b (0,05-0,15)
Témoins	3,28 ± 2,67 (1,12-6,93)	0,10 ± 0,09 ^b (0,03-0,26)	0,61 ± 0,71 (0,13-1,99)	0,24 ± 0,29 ^b (0,05-0,79)

T : colonies témoins.

Les valeurs sur une même colonne suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey ($p > 0,05$).

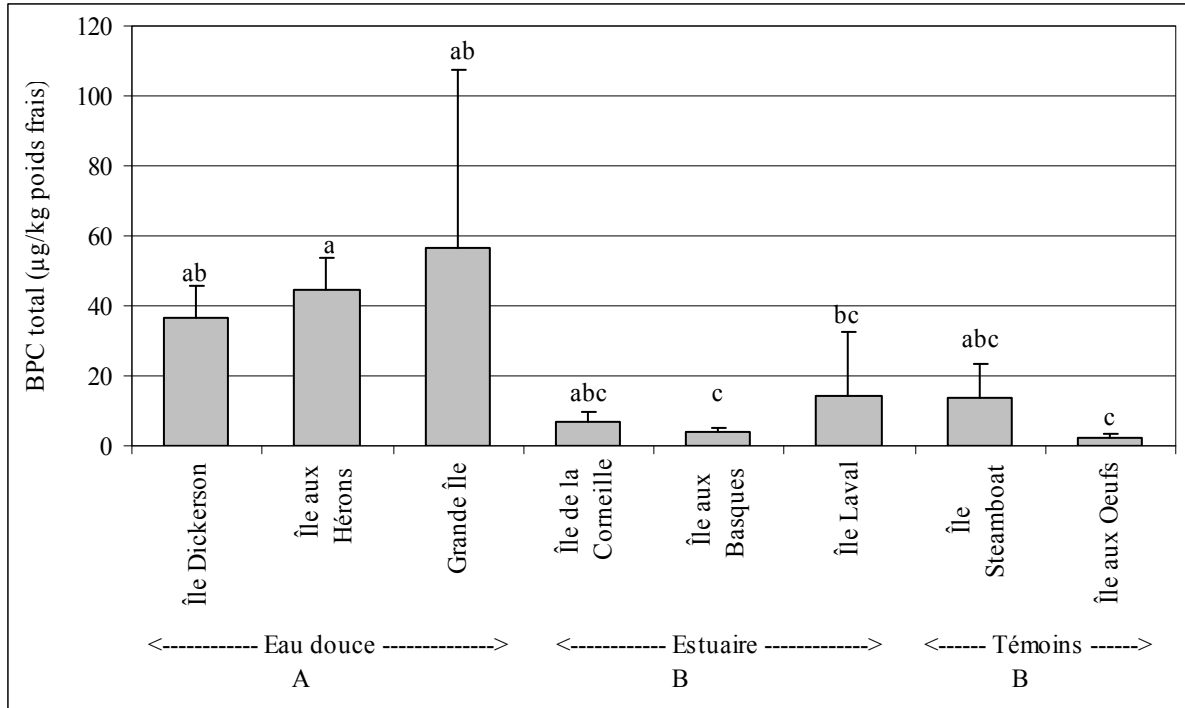


Figure 13. Concentration de BPC total dans le plasma des jeunes de Grand Héron (Les colonies montrant la même lettre ou aucune lettre ne sont pas significativement différentes selon le test de Tukey, $p > 0,05$)

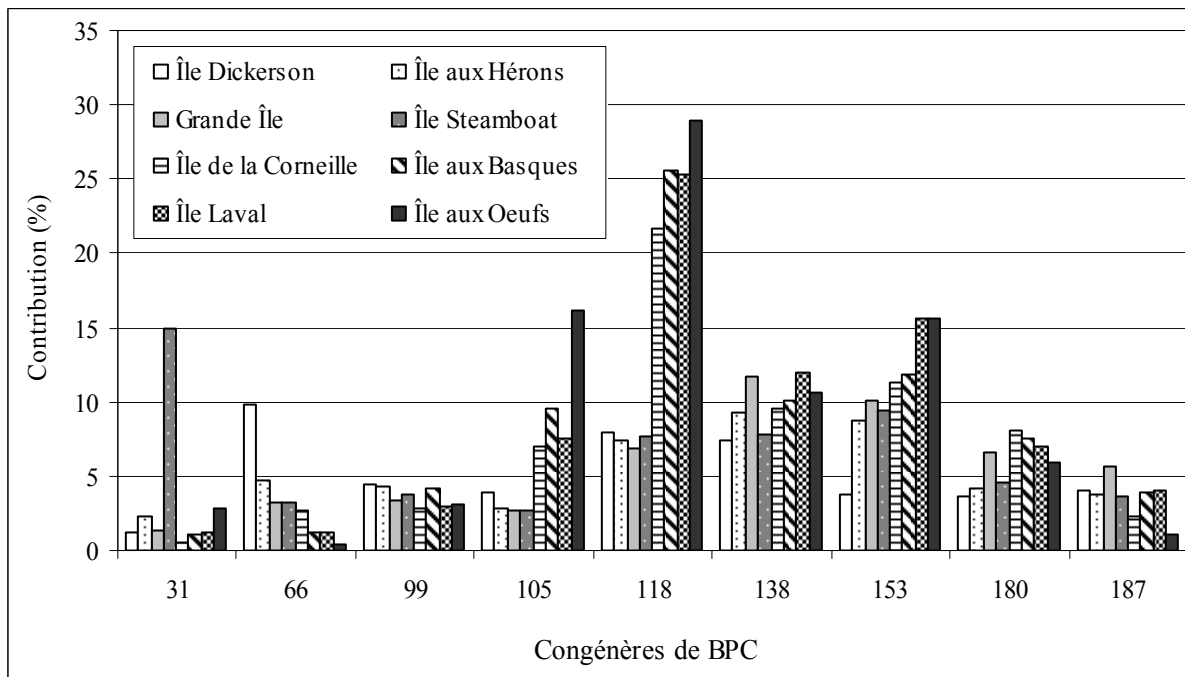


Figure 14. Contribution des principaux congénères de BPC au BPC total dans le plasma des jeunes de Grand Héron

Tableau 13. Corrélations de Spearman entre les variables biologiques et les contaminants dans les œufs de Grand Héron (n=15)

	Poids de l'œuf	Poids de l'embryon	Stade	Rétinol	Palmitate de rétinol	Ratio R/PR
Mercure	0,48	-0,38	-0,18	-0,29	0,23	-0,33
HCB	-0,40	0,45	-0,15	0,22	0,33	-0,14
Épox. Hept.	-0,10	0,11	-0,15	0,52	-0,54	0,62
Oxychlorane	0,09	0,09	-0,38	0,54	-0,42	0,54
<i>t</i> -nonachlore	-0,03	0,15	-0,19	0,58	-0,56	0,61
<i>c</i> -nonachlore	0,01	0,18	-0,24	0,58	-0,52	0,56
<i>pp'</i> -DDE	-0,18	0,31	-0,50	0,50	-0,09	0,30
Dieldrine	-0,28	0,33	-0,28	0,60	-0,25	0,40
Mirex	-0,25	-0,01	0,36	0,36	-0,50	0,56
BPC n° 118	-0,38	0,44	-0,11	0,63	-0,32	0,46
BPC n° 138	-0,39	0,51	-0,19	0,57	-0,24	0,35
BPC n° 153	-0,48	0,45	-0,19	0,51	-0,20	0,29
BPC n° 180	-0,41	0,41	-0,17	0,59	-0,28	0,40
BPC total	-0,36	0,47	-0,15	0,61	-0,29	0,43
Toxaphène	-0,40	0,26	-0,16	-0,06	0,43	-0,32

Les nombres en gras sont significatifs à $p < 0,05$.

Tableau 14. Corrélations de Spearman entre les variables biologiques et les contaminants dans les œufs de Grand Héron (n=6)

	Poids de l'œuf	Poids de l'embryon	Stade	Rétinol	Palmitate de rétinol	Ratio R/PR
NO-BPC	0,37	0,26	-0,44	0,83	-0,31	0,49
Diox-furannes	-0,43	0,20	-0,32	0,26	-0,09	0,20
PBDE	0,09	0,37	-0,35	0,66	-0,14	0,31
ET	0,37	0,26	-0,44	0,83	-0,31	0,49

Les nombres en gras sont significatifs à $p < 0,05$.

3.4.2 Relations entre les variables dans le sang

Plusieurs variables biologiques mesurées dans le plasma montrent des corrélations significatives et généralement négatives, avec les pesticides organochlorés et les BPC (Tableau 15). Le rétinol du plasma est fortement et négativement relié avec le BPC total et plusieurs pesticides organochlorés, tandis que le 3,4-déhydrorétinol montre des relations positives avec quelques organochlorés et le BPC total. La Figure 15 illustre la relation entre le rétinol du plasma et le BPC total (df : 21 ; F = 24,2 ; $p < 0,0001$). Des régressions multiples pas-à-pas ont été effectuées pour trouver quelles variables expliquent le plus de variabilité dans les niveaux de rétinol dans le plasma. Le meilleur résultat a été obtenu avec le log du BPC total et le log du p,p' -DDD (r^2 ajusté = 0,6876, $p < 0,0001$).

3.5 ANALYSE MULTIVARIÉE

Les résultats des analyses de corrélations et de régressions multiples ont été utilisées pour sélectionner les variables chimiques et biologiques pouvant le mieux expliquer les différences entre les colonies. Les variables retenues sont le glucose, les protéines totales, le rétinol, le $\delta^{13}\text{C}$, le $\delta^{15}\text{N}$ et les logarithmes du pp' -DDE, du 1,2,4,5-TCB, du *cis*-nonachlore et du BPC total. La Figure 16 illustre la répartition des groupes de Grand héron selon les deux premiers axes des composantes principales, qui expliquent à eux deux 80,6 % de la variabilité. Une analyse de groupement a été effectuée avec les mêmes variables et les groupes obtenus ont été tracés sur le graphique des composantes principales. Le graphique A indique les variables explicatives de la répartition des oiseaux et des colonies. Sur l'axe 1, les groupes se différencient par leur niveau de contamination et de rétinol, le groupe le plus à droite étant formé des oiseaux les plus contaminés et avec les plus bas niveaux de rétinol. Sur l'axe 2, les groupes se distinguent surtout par leurs teneurs en isotopes stables, ceux du haut ayant les niveaux de $\delta^{13}\text{C}$ et de $\delta^{15}\text{N}$ les plus élevés.

Tableau 15. Corrélations de Spearman entre les variables biologiques et les contaminants dans le sang des jeunes hérons (n=24)

	Hg Sang	1234- CB	1245- CB	HCB	pp' DDE	pp' DDD	<i>t</i> -nona- chlore	<i>c</i> -nona- chlore	BPC N° 118	BPC total
Poids	0,03	-0,37	-0,44	-0,33	-0,69*	-0,64*	-0,56*	-0,57*	-0,58*	-0,49
Protéines	-0,32	-0,71*	-0,66*	0,36	-0,53*	-0,43	-0,32	-0,64*	-0,35	-0,57*
Glucose	0,18	-0,44	-0,53*	-0,08	-0,70*	-0,66*	-0,49	-0,59*	-0,70*	-0,69*
AST	-0,12	0,30	0,40	-0,12	0,16	0,29	0,29	0,47	0,39	0,46
ALP	-0,11	-0,36	-0,33	-0,15	-0,54*	-0,53*	-0,19	-0,23	-0,18	-0,22
CK	0,15	-0,39	-0,32	0,14	-0,35	-0,28	-0,09	-0,25	-0,18	-0,18
LDH	-0,11	0,09	0,16	0,33	0,16	0,15	0,41	0,31	-0,50	-0,50
Albumine	0,11	0,30	0,24	0,06	0,07	0,24	0,13	0,11	-0,06	0,06
Globuline	-0,32	-0,78*	-0,72*	0,32	-0,54*	-0,49	-0,37	-0,66*	-0,37	-0,60*
Albumine/ Globuline	0,25	0,76*	0,72*	-0,25	0,64*	0,59*	0,43	0,68*	0,44	0,63*
Calcium	-0,25	-0,50	-0,45	0,13	-0,37	-0,40	-0,30	-0,49	-0,28	-0,50
Acide urique	-0,12	-0,80*	-0,77*	0,07	-0,63*	-0,71*	-0,41	-0,72*	-0,53*	-0,73*
Déhydro- rétinol	-0,25	0,61*	0,59*	-0,00	0,43	0,54*	0,25	0,39	0,43	0,62*
Rétinol	0,02	-0,68*	-0,72*	0,05	-0,66*	-0,73*	-0,39	-0,60*	-0,66*	-0,77*
FT4	0,02	-0,48	-0,52*	-0,05	-0,34	-0,62*	-0,28	-0,41	-0,42	-0,44
TT4	0,08	-0,55*	-0,53*	0,03	-0,24	-0,41*	-0,08	-0,31	-0,31	-0,55*
$\delta^{13}\text{C}$	-0,63*	0,04	0,14	0,38	-0,11	0,12	0,26	0,25	0,54*	0,45
$\delta^{15}\text{N}$	-0,60*	0,20	0,29	0,37	0,07	0,35	0,41	0,38	0,64*	0,57*
C/N	0,21	0,44	0,48	-0,38	0,24	0,51*	-0,06	0,20	-0,06	0,09

Les nombres en gras sont significatifs à $p < 0,05$.

* : $p < 0,01$; * et gras: $p < 0,001$.

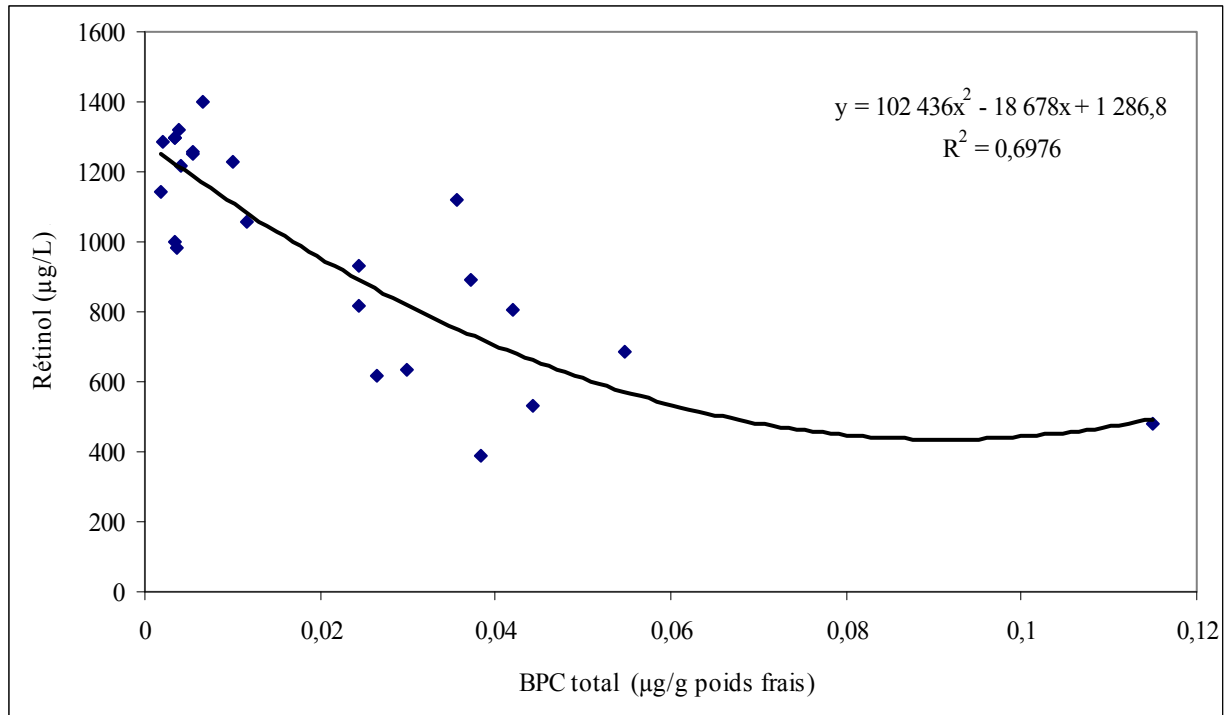


Figure 15. Relation entre le rétinol et le BPC total dans le plasma des jeunes de Grand Héron

3.6 COMPARAISONS AVEC LES DONNÉES ANTÉRIEURES

Les niveaux de mercure dans les œufs, le sang et les plumes des jeunes hérons ne sont pas significativement différents entre les campagnes d'échantillonnage (Tableau 16 ; $p > 0,05$).

Le niveau de BPC total dans les œufs de Grand Héron durant la campagne d'échantillonnage de 2001-2002 est significativement plus faible que ceux des deux périodes précédentes (Tableau 17 ; $p < 0,05$). Les concentrations moyennes de *pp'*-DDE, de *cis*-nonachlore et d'oxychlordanes pour la période 1991-1993 sont significativement plus élevées que celles des campagnes suivantes (Tableau 17 ; $p < 0,05$). Il existe une différence significative pour la dieldrine entre la campagne de 1991-1993 et 1996-1997 seulement (Tableau 17 ; $p < 0,05$). Les concentrations moyennes de *trans*-nonachlore ne diffèrent pas entre les campagnes d'échantillonnage (Tableau 17 ; $p > 0,05$).

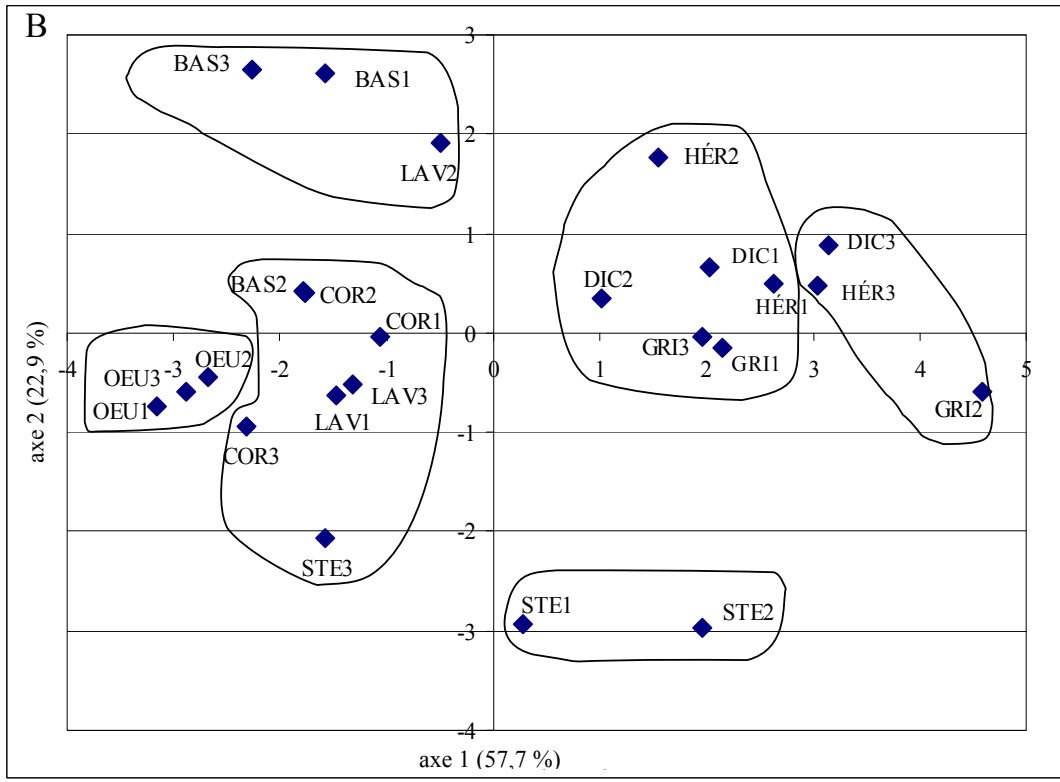
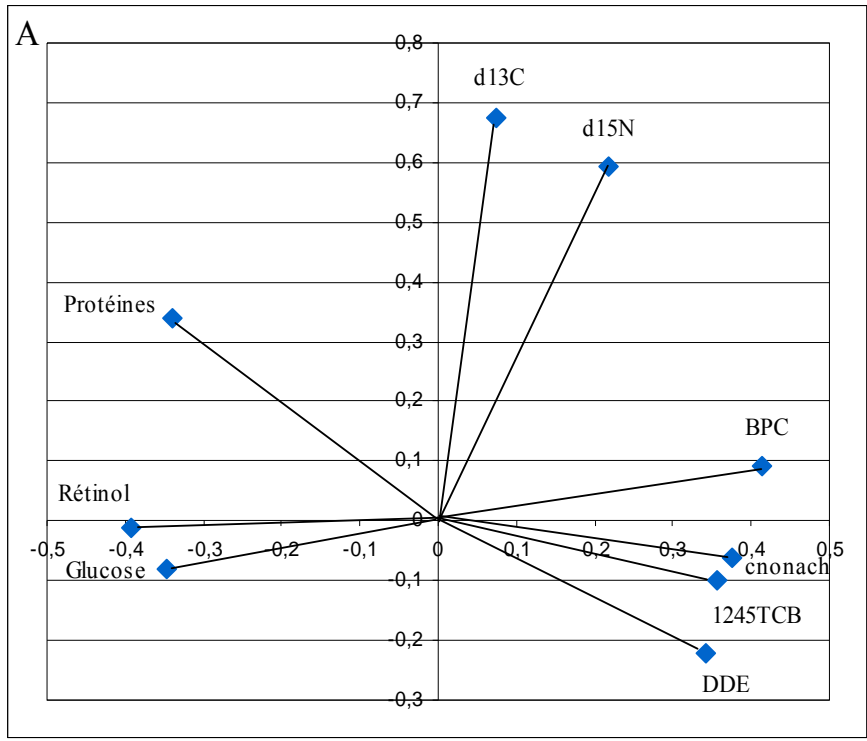


Figure 16. Dispersion des oiseaux sur les deux premiers axes d'une analyse en composantes principales (B) en fonction des variables du graphique A

Les analyses ne démontrent aucune différence significative des concentrations moyennes de BPC total, de *cis*-nonachlore et de *trans*-nonachlore dans le sang des jeunes hérons entre les différentes périodes d'échantillonnage (Tableau 18 ; $p > 0,05$). La concentration moyenne de *pp'*-DDE est significativement plus élevée en 1991-1993 par rapport aux campagnes suivantes (Tableau 18 ; $p > 0,05$). Le niveau de dieldrine est significativement plus faible en 2001-2002 qu'il ne l'était aux périodes précédentes (Tableau 18 ; $p > 0,05$).

Tableau 16. Comparaisons des concentrations moyennes de mercure dans les œufs, le sang et les plumes des jeunes hérons en 1991-1993, en 1996-1997 et en 2001-2002

Colonie	Oeufs (mg/kg poids frais)			Sang (mg/kg poids frais)			Plumes (mg/kg poids sec)		
	1991- 1993	1996- 1997	2001- 2002	1991- 1993	1996- 1997	2001- 2002	1991- 1993	1996- 1997	2001- 2002
	Île Dickerson	0,37	0,23	0,33	0,53	0,35	0,41	6,47	6,27
Île aux Hérons	0,29	0,15	0,19	1,76	0,53	0,42	6,80	7,36	6,09
Grande Île	0,30	0,16	0,21	0,77	0,35	0,39	5,92	5,59	4,53
P. L. J.-Cartier ^T	0,43	0,25	na	0,74	na	na	6,93	na	na
Île Steamboat ^T	na	na	0,42	na	0,70	0,73	na	10,08	9,04
Île de la Corneille	0,23	0,23	0,25	0,43	0,41	0,70	5,82	7,21	6,51
Île aux Basques	na	na	0,22	na	na	0,32	na	na	2,71
Île du Bic	na	0,14	na	na	0,26	na	na	5,05	na
Île St- Barnabé	0,15	na	na	0,52	na	na	3,14	na	na
Île Beauséjour	0,18	na	na	0,13	na	na	1,27	na	na
Île Matane ^T	na	0,22	na	na	0,16	na	na	4,46	na
Île Laval	na	na	na	na	na	0,31	na	na	4,99
Île aux Oeufs ^T	na	na	0,21	na	na	0,44	na	na	5,24
Île Petit Caouis ^T	0,32	na	na	0,40	na	na	5,36	na	na
Île Manowin ^T	na	0,13	na	na	0,17	na	na	3,12	na
Comparaison	—	—	—	—	—	—	—	—	—

T : colonies témoins.

na : non analysé.

Les colonnes (périodes) pour un même tissu suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$).

Tableau 17. Comparaisons des concentrations moyennes de BPC total et des principaux pesticides organochlorés dans les œufs de Grand Héron (mg/kg poids frais) en 1991-1993, en 1996-1997 et en 2001-2002

Colonie	BPC Total			<i>pp'</i> -DDE			Dieldrine		
	1991-1993	1996-1997	2001-2002	1991-1993	1996-1997	2001-2002	1991-1993	1996-1997	2001-2002
Île Dickerson	3,48	6,14	0,88	1,91	1,36	0,47	0,04	0,04	0,03
Île aux Hérons	3,45	4,87	3,47	3,22	2,03	1,72	0,14	0,06	0,1
Grande Île	2,30	4,20	2,26	9,88	1,51	0,96	0,30	0,03	0,08
P.L. J.-Cartier /									
Île Steamboat ^T	1,60	3,67	1,20	1,61	0,63	0,51	0,04	0,03	0,07
Île de la Corneille	3,53	1,76	1,15	1,45	0,50	0,53	0,04	0,01	0,01
Île du Bic/ Île Basques	18,07	3,03	0,99	8,43	1,76	0,37	0,30	0,06	0,01
Île Manowin/									
Île Aux Oeufs ^T	5,40	0,96	0,87	2,34	0,42	0,48	0,13	0,01	0,02
Comparaison	a	a	b	a	b	b	a	b	ab

Colonie	<i>trans</i> -nonachlore			<i>cis</i> -nonachlore			Oxychlorane		
	1991-1993	1996-1997	2001-2002	1991-1993	1996-1997	2001-2002	1991-1993	1996-1997	2001-2002
Île Dickerson	0,08	0,04	0,04	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03
Île aux Hérons	0,32	0,10	0,27	0,11	0,04	0,09	0,08	0,03	0,08
Grande Île	0,23	0,10	0,11	0,05	0,03	0,03	0,15	0,02	0,03
P.L.J. Cartier /									
Île Steamboat ^T	0,13	0,03	0,1	0,05	0,01	0,03	0,05	0,02	0,03
Île de la Corneille	0,01	0,04	0,02	0,03	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01
Île du Bic / Île Basques	0,56	0,13	0,02	0,15	0,03	0,01	0,21	0,05	0,01
Île Manowin /									
Île Aux Oeufs ^T	0,17	0,03	0,01	0,05	0,01	0,01	0,07	0,01	0,01
Comparaison	–	–	–	a	b	b	a	b	b

T : colonies témoins.

na : non analysé.

Les colonnes (périodes) pour un même contaminant suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$).

Tableau 18. Comparaison des concentrations moyennes de BPC total et des pesticides organochlorés dans le plasma des jeunes hérons ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids frais) en 1991-1993, en 1996-1997 et en 2001-2002 (les données de 1991-93 et 1996-97 dans le sang ont été converties en valeurs équivalentes du plasma à l'aide des valeurs d'hématocrite)

Colonie	BPC total			<i>pp'</i> DDE			Dieldrine		
	1991-1993	1996-1997	2001-2002	1991-1993	1996-1997	2001-2002	1991-1993	1996-1997	2001-2002
Île Dickerson	100,6	43,4	36,4	8,1	4,9	4,8	1,77	1,63	0,005*
Île aux Hérons	109,5	25,6	44,6	16,0	7,5	5,5	3,08	1,07	0,005*
Grande Île	39,2	12,9	56,4	11,2	2,9	9,4	2,28	0,15	0,005*
Île Steamboat ^T	na	5,8	13,9	na	1,4	5,4	na	1,18	0,005*
P.L J.-Cartier ^T	2,8	na	na	2,6	na	na	0,005*	na	na
Île de la Corneille	33,1	14,0	6,9	14,9	3,0	2,0	0,45	0,34	0,005*
Île aux Basques	na	na	4,3	na	na	1,4	na	na	0,005*
Île du Bic	na	3,8	na	na	0,7	na	na	0,26	na
Île St-Barnabé	27,9	na	na	12,9	na	na	2,79	na	na
Île Matane ^T	na	1,2	na	na	1,0	na	na	0,11	na
Île Laval	na	na	14,2	na	na	3,1	na	na	0,005*
Île aux Oeufs ^T	na	na	2,5	na	na	1,2	na	na	0,005*
Île Petit Caouis ^T	2,3	na	na	6,0	na	na	0,30	na	na
Île Manowin ^T	na	4,9	na	na	0,8	na	na	1,06	na
Comparaison	–	–	–	a	b	bc	a	a	b

T : colonies témoins.

na : non analysé.

* Valeur correspondant à la moitié du seuil de détection (0,01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids frais).

Les colonnes (périodes) pour un même contaminant suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$).

Tableau 18. (suite)

Colonie	<i>trans</i> -nonachlore			<i>cis</i> -nonachlore		
	1991-1993	1996-1997	2001-2002	1991-1993	1996-1997	2001-2002
Île Dickerson	1,29	0,94	0,51	0,48	0,37	0,21
Île aux Hérons	3,54	1,28	0,82	1,08	0,47	0,44
Grande Île	3,16	0,63	0,93	0,88	0,20	0,45
Île Steamboat ^T	na	0,20	0,96	na	0,005*	0,41
P.L J. Cartier ^T	0,17	na	na	0,005*	na	na
Île de la Corneille	2,76	0,43	0,30	0,60	0,27	0,11
Île aux Basques	na	na	0,47	na	na	0,12
Île du Bic	na	0,24	na	na	0,25	na
Île St-Barnabé	2,06	na	na	0,59	na	na
Île Matane ^T	na	0,09	na	na	0,07	na
Île Laval	na	na	0,39	na	na	0,10
Île aux Oeufs ^T	na	na	0,26	na	na	0,08
Île Petit Caouis ^T	0,15	na	na	0,005*	na	na
Île Manowin ^T	na	0,47	na	na	0,28	na
Comparaison	–	–	–	–	–	–

T : colonies témoins.

na : non analysé.

* Valeur correspondant à la moitié du seuil de détection (0,01 µg/kg poids frais).

Les colonnes (périodes) pour un même contaminant suivies de la même lettre ou d'aucune lettre ne sont pas significativement différentes ($p > 0,05$).

4. DISCUSSION

4.1 CONTAMINATION

Aucune différence dans les concentrations de mercure dans les œufs et le sang n'a été observée entre les colonies et les régions; dans les plumes, seule la colonie de l'Île Steamboat présente une valeur plus élevée que celle de l'Île aux Basques. On n'observe aucune différence dans le temps non plus, contrairement à ce qui avait été observé lors de la campagne précédente (Champoux *et al.* 2004). Ce renversement semble attribuable au fait qu'on constate cette fois une légère hausse, notamment dans les colonies de l'estuaire. Cette homogénéité dans les concentrations de mercure semble une indication que le mercure provient principalement de sources atmosphériques et que celles-ci ne diminuent pas. Ces concentrations apparaissent aussi en général élevées comparativement aux données publiées sur les oiseaux (Elliott *et al.* 1989; Custer *et al.* 1997; Wolfe et Norman 1998; Thomas et Anthony 1999; Sepuvelda *et al.* 1999; Goutner *et al.* 2001; Golden *et al.* 2003). Les concentrations de mercure dans les œufs et les plumes des jeunes Grands Hérons du Saint-Laurent se situent dans la catégorie de faible risque d'effet toxique, tandis que les concentrations dans le sang des jeunes se situent dans les catégories modérées (0,1 à 0,3 mg/kg p.f.), élevées (0,3-0,4 mg/kg p.f.) et même très élevées (> 0,4 mg/kg p.f.) de risque d'effet toxique tel que décrit par Meyer *et al.* (1998) pour le Plongeon huard (*Gavia immer*). Selon ce classement, quatre valeurs sur 24 (17 %) se situent dans la catégorie modérée, six sur 24 (25 %) dans la catégorie élevée et 14 sur 24 (58 %) dans la catégorie très élevée de risque d'effet toxique. La concentration en mercure dans le sang des juvéniles est un bon indicateur de la concentration locale en mercure disponible puisque les jeunes ne sont nourris qu'à partir des ressources de la région où ils sont nés. Presque tout le mercure dans le sang est présent sous forme méthylée lié aux érythrocytes. Comme la demie-vie du méthyl-mercure (MeHg) dans le sang des oiseaux est de deux à trois mois (Scheuhammer 1988), il constitue une des meilleures matrices pour déterminer l'exposition au lieu de nidification. La concentration de mercure dans les jeunes est influencée par leur âge et par la période de croissance des plumes. Durant cette période, les plumes constituent la principale route d'excrétion, par conséquent le niveau de mercure sanguin demeure faible (Fournier *et al.* 2002). Cependant d'autres espèces piscivores présentent aussi des niveaux similaires ou plus élevés. Les jeunes huards échantillonnés au Québec (Champoux et Masse 2006, Champoux *et al.* 2006b) avaient des niveaux de mercure

élevés pour leur âge comparativement à ceux présentés par Evers *et al.* (1998) pour l'Amérique du Nord. Les concentrations moyennes de mercure dans le sang et les plumes de jeunes de Balbuzard pêcheur (*Pandion halietus*) provenant de réservoirs hydroélectriques étaient de 1,94 et 37,35 µg/g (DesGranges *et al.* 1998). Wolfe et Norman (1998) ont montré une relation significative entre le mercure dans le sang et le cerveau de Grands Hérons et Scheuhammer *et al.* (2008) ont montré que le mercure à des niveaux réalistes d'exposition environnementale peut affecter la transmission de signaux neurochimiques dans le cerveau d'oiseaux piscivores.

Selon un rapport sur l'élimination virtuelle des substances prioritaires (Saint-Laurent Vision 2000 (1999)), les rejets de mercure au fleuve par les usines suivies montraient une réduction de 88 % entre 1993 et 1998, et 17 établissements rejetaient encore du Hg (total de 44 g/d), dont 11 dépassaient les charges acceptables. Durant la même période, les rejets de BPC ont été réduits de 100 %, aucune des 38 usines de pâtes et papiers suivies ne détectait de BPC. Les dioxines et furannes ont été réduits de 89 %, 11 établissements rejetaient encore un total de 722 µg/d dont 6 dépassaient les charges acceptables. Enfin, le HCB n'a été détecté dans les rejets d'aucun établissement. Les autres substances n'ont pas fait l'objet d'un suivi parce qu'elles ne sont plus fabriquées, utilisées et rejetées par les établissements industriels.

La région de Cornwall-Massena au Lac Saint-François est connue depuis longtemps pour la contamination importante de ses sédiments par le mercure et les BPC (Pelletier et Lepage 2004), le mercure provenant d'usines du côté de Cornwall et les BPC des usines GM, Alcoa et Reynolds Metals/Alcoa du côté de Massena. Ce secteur, qui a été reconnu par la Commission Mixte Internationale comme préoccupant, a fait l'objet de plans de restauration des sédiments contaminés. Des projets de dragage et de traitement d'environ 16 000 m³ de sédiments contaminés ont été entrepris aux usines GM et ALCOA en 1995, tandis qu'en 2001, la Reynolds Metals/Alcoa draguait 65 750 m³ de sédiments contaminés contenant plus de 10 000 kg de BPC. Aucune baisse importante dans les concentrations de BPC dans les sédiments n'a été observée suite au dragage de 1995 (Pelletier et Lepage 2004), et les résultats du suivi suite au dragage de 2001 ne sont pas encore connus.

Les concentrations de BPC total dans les œufs ne varient pas entre les colonies et les régions, mais montrent une diminution par rapport aux campagnes précédentes (Champoux *et al.* 2004). Une diminution est notamment observée à la colonie de l'Île Dickerson, située à peu de distance

en aval des sites de dragage. Cette diminution n'est vraisemblablement pas reliée au dragage de 2001 cependant, puisque le dragage ne faisait que débuter lors de l'échantillonnage des œufs de hérons. Les patrons de BPC varient cependant entre les colonies, le congénère n° 153 étant plus important dans l'estuaire qu'en eau douce, tandis que les congénères n°s 194 et 206 montrent la tendance inverse. Les concentrations de BPC total dans les œufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*) récoltés à l'Île Strachan, dans la partie du Saint-Laurent à la sortie du Lac Ontario, sont environ dix fois plus élevées, mais mis à part le n° 206, plus élevé chez le Grand Héron des îles Dickerson, aux Hérons et Grande Île, les patrons sont similaires (Jermyn-Gee *et al.* 2005). De Solla *et al.* (2001) et Ashpole *et al.* (2004) ont trouvé des niveaux très élevés de BPC total et de non-ortho-BPC (no-BPC ou BPC planaires) dans les œufs de Chélydre serpentine (*Chelydra serpentina*) dans la région de Cornwall-Massena.

Les no-BPC ont été mesurés pour la première fois dans les œufs de Grand Héron au cours de cette étude. Bien que présents en faibles concentrations comparativement aux autres congénères de BPC, leur grande toxicité, équivalente à celle des dioxines et furannes, explique qu'ils contribuent en moyenne à 67 % à l'équivalent toxique. Cette prédominance des no-BPC dans l'équivalent toxique a aussi été notée dans d'autres publications (Braune *et al.* 2007, Kannan *et al.* 2001), de même que la dominance du congénère n° 126 sur les autres no-BPC. Dans des échantillons de différentes espèces de poissons récoltées dans le Saint-Laurent, les BPC planaires contribuaient à plus de 43 % de l'équivalent toxique de TCDD dans toutes les espèces et cette contribution était due principalement au n° 126 (Brochu *et al.* 1995). Les concentrations des congénères de BPC n° 77 et n° 126 variaient respectivement de 17 à 1920 ng/kg poids frais et de 13 à 2050 ng/kg poids frais.

Comparativement à la période 1989-1994, les concentrations de dioxines et furannes dans les œufs de Grand Héron montrent peu de changements (Rodrigue *et al.* 2005). Les concentrations ont augmenté à quelques colonies et sont demeurées identiques à d'autres. A cette période, la concentration la plus élevée avait été mesurée à la colonie témoin du Petit Lac Jacques-Cartier, située dans la réserve faunique des Laurentides. Bien qu'une de nos colonies témoins, l'Île Steamboat, soit cette fois située au Lac Wayagamac, celui-ci se trouve dans une région voisine et montre des concentrations cinq fois plus faible; on peut donc supposer que les apports ont diminué dans cette région. Les concentrations de dioxines et furannes dans les œufs de Grand

Héron du Saint-Laurent ressemblent à celles des hérons de Colombie-Britannique après les changements apportés dans l'industrie des pâtes et papiers dans cette province (Elliott *et al.* 2001). Le patron de dioxines et furannes dans cette région était dominé par les penta- et hexa-chloro-dibenzodioxines, avec une contribution élevée des BPC à l'équivalent toxique dans les zones urbanisées (Elliott *et al.* 2001). Dans les hérons du Saint-Laurent, les penta- et hexa-CDD dominant aussi à la majorité des colonies, tandis que l'Île de la Corneille présente un patron différent où les furannes sont aussi élevés.

Les principales sources de dioxines sont les pentachlorophénols, utilisés pour la préservation du bois, les incinérateurs municipaux et les usines de pâtes et papiers utilisant le blanchiment au chlore (Gouvernement de Canada 1990). Les BPC sont la principale source de furannes.

Les PBDE ont aussi été analysés pour la première fois dans les œufs de Grand Héron au cours de cette étude. Les effets des PBDE sont encore peu connus mais des études ont révélé des effets sur le développement neurologique, l'homéostasie des hormones thyroïdiennes, le statut de la vitamine A, le système endocrinien et la reproduction (Murvoll *et al.* 2006, McKinney *et al.* 2006a). Les produits ignifuges bromés constituent le plus important groupe de produits ignifuges sur le marché, à cause de leur faible coût et de leur grande efficacité pour réduire les risques d'incendies (Birnbaum et Staskal 2004). La grande majorité des PBDE produits actuellement appartiennent à trois mélanges commerciaux de PBDE, les décabromodiphényl éthers (DBDE), les octabromodiphényl éthers (OBDE) et les pentabromodiphényl éthers (pentaBDE). Alors que les DBDE sont les plus utilisés dans le monde y compris en Amérique, le pentaBDE est utilisé presque exclusivement en Amérique, notamment en raison de son bannissement volontaire en Europe depuis 2003 (Birnbaum et Staskal 2004). Les congénères BDE47 et BDE99 constituent environ 75 % de la masse totale du pentaBDE. Selon un rapport de la Loi Canadienne de Protection de l'Environnement (1999), le mélange pentaBDE n'est plus utilisé au Canada depuis 2003 (LCPE 2004). De plus, l'unique fabricant américain de mélanges commerciaux de pentaBDE et octaBDE a arrêté sa production en décembre 2004, et toutes les compagnies canadiennes qui utilisaient du penta et de l'octaBDE ont déclaré avoir cessé d'en utiliser depuis 2005 (Gazette du Canada 2008). En juin 2008, les PBDE ont été ajoutés sur la Liste des substances toxiques sous la schedule 1 de la LCPE (1999) (Gazette du Canada 2008).

Il y a encore relativement peu de données publiées sur la présence des PBDE dans l'environnement au Canada et au Québec. Dans les sédiments de surface du Saint-Laurent, les concentrations de PBDE ont augmenté au milieu des années 1980 et celles du Lac Saint-Pierre étaient les plus élevées dans les lacs fluviaux du Saint-Laurent, similaires à celles du Lac Michigan et au second rang après le lac Ontario (Pelletier *et al.* 2006). Dans la chaîne trophique de l'estuaire du Saint-Laurent, les concentrations de PBDE total (somme de 10 congénères) varient de 13 ng/g de poids frais (p.f.) dans le foie de Hareng (*Clupea harengus harengus*) à 709 ng/g p.f. dans le blanc de Phoque commun (*Phoca vitulina*) (Law *et al.* 2003). Dans le foie de Béluga (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent, la concentration moyenne de PBDE était de 71 ng/g p.f. (McKinney *et al.* 2006b). Les résidus de PBDE totaux (somme de 10 congénères) dans le blanc des bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent ayant fait l'objet de prélèvements de 1997 à 1999 atteignaient 377 µg/kg p.f. chez les mâles adultes et 496 µg/kg p.f. chez les femelles adultes. Ces valeurs étaient respectivement de huit et 19 fois supérieures aux concentrations notées chez les bélugas ayant fait l'objet de prélèvements de 1988 à 1990 (Lebeuf *et al.* 2004).

Dans les oiseaux, les concentrations de PBDE dans les œufs de Fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) des Îles Faroe récoltés en 2000 et 2001 étaient de 2,1 ng/g p.f. (Fangström *et al.* 2005, somme de 6 congénères); dans les œufs de Chouette chevêche (*Athene noctua*) de Belgique récoltés de 1998 à 2000, de 12 ng/g p.f. (Jaspers *et al.* 2005, somme de 7 congénères); dans les œufs de Mouette blanche (*Pagophila eburnea*) de l'Arctique canadien récoltés en 2004, de 4,6 ng/g p.f. (Braune *et al.* 2007, somme de 14 congénères); dans les œufs de Grand Héron, de Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*), de Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) et de Pétrel cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) de Colombie-Britannique récoltés en 2000 et 2002, elles étaient respectivement de 455, 62,5, 185 et 3,8 ng/g p.f. (somme de 18 congénères sauf pour le Pétrel, 6 congénères) (Elliott *et al.* 2005). La somme de huit congénères de PBDE dans le foie de Héron cendré (*Ardea cinerea*) de Belgique trouvés morts ou moribonds en 2003 et 2004 était de 38,4 ng/g p.f. (Jaspers *et al.* 2006). La somme de six congénères de PBDE dans le sac vitellin de Mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*) et de Cormoran européen (*Phalacrocorax aristotelis*) de Norvège en 2002 était respectivement de 103 et 17,2 ng/g p.f. (Murvoll *et al.* 2006). Dans les œufs de Grand Héron du Saint-Laurent, leurs concentrations (moyenne = 0,49 mg/kg ou 490 ng/g) sont semblables à celles du *pp'*-DDE (moyenne = 0,72 mg/kg), le pesticide organochloré le plus abondant dans les œufs de Grand Héron, et du même ordre de grandeur que le BPC total

(moyenne = 1,55 mg/kg). De plus, les concentrations de PBDE dans les œufs de Grand Héron se comparent à celles mesurées dans les œufs de Goéland argenté des Grands Lacs (Norstrom *et al.* 2002) et dans les œufs de Grand Héron de Colombie-Britannique (Elliott *et al.* 2005). Les congénères les plus abondants sont aussi les mêmes, les penta-BDE n° 47, 99 et 100, associés aux mousses polyuréthanes en Amérique du Nord.

Plusieurs des contaminants analysés dans cette étude figurent sur la liste de substances de la Voie 1 de la Politique de Gestion des Substances Toxiques (PGST), qui identifie les substances qui doivent être éliminées virtuellement de l'environnement (Environnement Canada 2003), de même que sur la liste des 12 polluants organiques persistants pour une élimination à l'échelle internationale (Convention de Stockholm, Programme des Nations Unies pour l'environnement 2001; Gouvernement du Canada 2006) : le chlordane, la dieldrine, le DDT, l'heptachlore, le mirex, le HCB, le toxaphène, les BPC, les dioxines et les furannes (Environnement Canada 2003, Gouvernement du Canada 2006). Deux autres pesticides, l'aldrine et l'endrine, ne sont plus mesurés depuis de nombreuses années.

Le toxaphène est un pesticide persistant qui a été utilisé abondamment dans le monde, jusqu'à son bannissement en 1982 au Canada et aux États-Unis et au début des années 1990 au Mexique et ailleurs (Muir *et al.* 2002, Environnement Canada 1997). Des études ont démontré qu'il induit des effets estrogéniques dans des cellules humaines, mais on ne sait pas s'il agit comme perturbateur endocrinien chez les oiseaux (Wainwright *et al.* 2001). Il n'est pas considéré très toxique pour les oiseaux, parce que la plupart des espèces le métabolisent et l'excrètent (Eisler et Jacknow 1985 dans Wainwright *et al.* 2001). Le toxaphène est rarement détecté dans les œufs et les tissus d'oiseaux (Wiemeyer 1996), notamment à cause des incertitudes analytiques liées à la biotransformation (Muir *et al.* 2002). Les concentrations de toxaphène total dans les œufs de Grand Héron se comparent à celles de chlordane dans le Saint-Laurent et sont supérieures à celles mesurées dans les œufs d'oiseaux marins de l'arctique canadien (Braune et Simon 2004) ainsi qu'aux Grandes Aigrettes (*Ardea alba*) et aux Bihoreaux gris (*Nycticorax nycticorax*) de la vallée du Rio Grande, au Texas, mais sont inférieures à celles mesurées dans des œufs de Hérons verts (*Butorides virescens*) du Rio Grande (4,4 mg/kg p.f.; Wainwright *et al.* 2001) et d'Albatros aux pieds noirs (*Diomedea nigripes*) de l'Océan Pacifique sud (Muir *et al.* 2002). La colonie de Grande Île, où la concentration de toxaphène total est plus élevée qu'ailleurs, affiche un patron

différent, composé surtout de B8-810 et de B9-743/2006, tandis que les autres colonies ont surtout du B8-2229 et du B8-1471. Custer *et al.* (1998) rapportent des concentrations moyennes de toxaphène de 300 ng/g dans les œufs de Grand Héron de l'Indiana, alors que la moyenne pour le Saint-Laurent est de 54 ng/g. Dans les Grands Lacs, des œufs de Harle huppé (*Mergus serrator*) et de Grand Harle (*Mergus merganser*) récoltés au Lac Michigan en 1977 et 1978 contenaient en moyenne 0,14 mg/kg et 0,27 mg/kg p.f. respectivement (Haseltine *et al.* 1981 dans Rice et Evans 1984). Dans le Saint-Laurent, le toxaphène a été mesuré dans le blanc de béluga. La moyenne de la somme de six congénères en 1999 était de 1045 ng/g p.f. chez les femelles et de 1864 ng/g chez les mâles (Gouteux *et al.* 2003).

La comparaison des concentrations de pesticides organochlorés dans les œufs entre les régions permet de faire ressortir des différences qui n'apparaissent pas entre les colonies, pour l'époxyde d'heptachlore, le *trans*-nonachlore et le *cis*-nonachlore, ou de mieux démarquer ces différences pour le *pp'*-DDT, le *pp'*-DDD, le *cis*-chlordan et l'oxychlordan. Le *pp'*-DDE ne montre pas de différence entre les colonies ou les régions, mais a diminué comparativement aux campagnes précédentes. Une des raisons pourrait être le plan d'action de la Commission nord-américaine de coopération environnementale, à la suite duquel le Mexique a cessé d'utiliser du DDT en 2000 (CCE 2003). Les niveaux des deux OC présents en plus fortes concentrations, le *pp'*-DDE et le *t*-nonachlor, se comparent à ceux des œufs de Grand Héron des états de Washington et de l'Oregon (Thomas et Anthony 1999), et sont inférieurs aux niveaux associés à des effets chez les oiseaux prédateurs. Mis à part le mirex, qui est environ dix fois plus élevé dans les œufs de Goéland argenté de l'Île Strachan que dans les œufs de Grand Héron, les concentrations de pesticides organochlorés sont assez semblables (Jermyn-Gee *et al.* 2005). Comparativement au classement des 15 colonies de Goéland argenté des Grands Lacs en fonction de leur niveau de contamination (Weseloh *et al.* 2006), les œufs de Grand Héron de la portion eau douce du Saint-Laurent se classeraient 12^e pour le DDE, 4^e pour la dieldrine, 16^e pour le HCB, 6^e pour l'époxyde d'heptachlore, 14^e pour le mirex, 16^e pour les BPC et 15^e pour le TCDD. Dans le plasma, on constate aussi des différences dans les patrons de BPC entre les colonies. Le congénère n° 31 est plus élevé à l'Île Steamboat, le n° 105 est plus élevé à l'Île aux Oeufs et le n° 118 est plus élevé dans l'estuaire qu'en eau douce. Dans le plasma, la comparaison entre les

régions atténue les différences inter-colonies pour le *pp'*-DDE et permet de mieux saisir le patron général pour quelques autres, notamment les BPC totaux.

Les résultats de comparaison des concentrations mesurées dans le plasma avec les données antérieures doivent être regardés avec précaution puisqu'il a fallu appliquer une conversion des données antérieures. Les pourcentages de détection de certains organochlorés ont diminué, notamment pour la dieldrine et les chlordanes et il est difficile de déterminer si c'est dû à une réelle baisse dans l'environnement ou au changement de méthode. Selon cette comparaison, les BPC n'ont pas diminué, ni les *cis* et *trans*-nonachlore, tandis que le *pp'*-DDE était plus faible qu'en 1991-1992 et que le dieldrine est non-déTECTABLE.

4.2 BIOMARQUEURS

Le flottage des œufs a permis d'augmenter légèrement la précision pour le stade de développement et ainsi de faire davantage d'analyses de rétinoïdes. Dans les œufs, le palmitate de rétinol est relié négativement à quelques organochlorés, comme c'était le cas dans une de nos études précédentes (Boily *et al.* 1994), mais pas avec les BPC. Par contre, le rétinol est relié positivement avec le BPC et les organochlorés, ce qui semble nouveau. C'est aussi la première fois que nous observons une différence inter-colonie dans les niveaux de rétinol, ce dernier étant plus élevé en eau douce que dans l'estuaire. Zile *et al.* (1997) ont trouvé que les BPC diminuent le ratio rétinol : palmitate de rétinol. Boily *et al.* (2003) ont observé des augmentations de rétinol dans les œufs provenant de femelles exposées au BPC 77 comparativement aux témoins dans les deux plus gros oocytes seulement. Dans les œufs incubés des femelles exposées, ils n'ont pas observé de tendance dans le temps pour le rétinol, tandis que le palmitate de rétinol augmentait. Selon ces auteurs, une diminution de l'enzyme lécithine-rétinol acyl-transférase (LRAT) induite par les BPC devrait produire une diminution du palmitate de rétinol et une augmentation du rétinol dans le jaune d'œuf, mais ils n'ont pas observé ce phénomène. C'est peut-être ce que nous observons dans les Grands Hérons du Saint-Laurent.

La majorité des paramètres cliniques sanguins se situent dans les limites normales généralement observées chez les oiseaux en santé (Fowler 1986; Polo *et al.* 1994), cependant certains montrent des différences comparativement à notre étude précédente (Champoux *et al.* 2004). En eau douce, les protéines totales et la LDH sont plus basses qu'auparavant, tandis que la phosphatase alcaline

est plus élevée. Les protéines et le glucose servent d'indicateurs du statut nutritionnel, lequel a un effet sur l'immunocompétence (Newman *et al.* 1997). La CK, qui peut augmenter avec le stress de capture, est plus élevée à l'Île de la Corneille tandis que chez quelques individus, l'AST et l'acide urique sont élevés. Ces valeurs élevées peuvent être indicatrices de certains problèmes de santé pas nécessairement reliés aux contaminants. L'acide urique, qui est le produit majeur du catabolisme des protéines, est plus élevé après un repas chez les carnivores. Hoffman *et al.* (2005) ont observé des changements de l'AST, la LDH, l'albumine, l'acide urique et des protéines chez des jeunes Grandes Aigrettes ayant reçu des doses de mercure dix fois plus élevées que celles mesurées dans les hérons du Saint-Laurent.

L'isotope stable d'azote $\delta^{15}\text{N}$ indique le niveau trophique tandis que l'isotope stable de carbone $\delta^{13}\text{C}$ indique l'origine du carbone, les producteurs primaires en milieu aquatique ayant un $\delta^{13}\text{C}$ plus petit que les producteurs terrestres ou des zones littorales (Hebert *et al.* 2000). Ainsi, les jeunes hérons du Saint-Laurent se situent plus haut dans la chaîne trophique que ceux des colonies témoins, surtout de l'Île Steamboat. Ceci peut s'expliquer par le fait que la chaîne trophique du Saint-Laurent est probablement plus complexe et plus longue. On considère généralement que le $\delta^{15}\text{N}$ augmente d'environ 3 ‰ par niveau trophique (Cabana et Rasmussen 1994). Les apports anthropiques peuvent également augmenter le $\delta^{15}\text{N}$, ce qui peut expliquer des niveaux plus élevés en milieu plus urbanisé (Lake *et al.* 2001). Le $\delta^{15}\text{N}$ plus élevé dans la portion fluviale pourrait expliquer en partie les concentrations plus élevées de quelques contaminants. Le $\delta^{15}\text{N}$ montre d'ailleurs des corrélations positives avec le *trans*-nonachlore, le BPC 118 et le BPC total. Les jeunes hérons de l'Île Steamboat semblent aussi avoir une alimentation plus aquatique que ceux du fleuve, qui s'alimenteraient davantage de proies terrestres ou dont la source de carbone est davantage terrestre.

McNabb et Fox (2003) ont évalué la fonction thyroïdienne des Goélands argentés chez les oisillons en train d'éclore, les jeunes et les adultes. Les oisillons des sites les plus contaminés en BPC avaient des réserves de T4 significativement diminuées dans leur glande thyroïde. Malgré cela, l'hypothyroïdisme, indiqué par une baisse de T4 plasmatique, était présent chez seulement 42 % des oisillons. Chez les jeunes, ils ont observé une diminution de T4 dans la glande thyroïde à tous les sites, mais une diminution de T4 plasmatique dans seulement 29 % des cas. 67 % présentaient une hypertrophie de la glande thyroïde, indicatrice d'une réponse de l'axe

hypothalamo-pituitaire-thyroïdien (HPT) à la baisse de T4. Gentes *et al.* (2007) ont observé une augmentation de la synthèse des hormones thyroïdiennes par la glande thyroïde et une augmentation de la désiodation de T4 en T3 dans les tissus d'Hirondelles bicolores (*Tachycineta bicolor*), mais aucune différence de T4 dans le plasma. La T3, la plus active, était plus élevée au site contaminé par les HAP. Le déplacement de la T4 liée aux protéines de transport par les BPC devrait augmenter le T4 libre mais il facilite aussi son excrétion (McNabb et Fox 2003). Si la perte n'est pas compensée par la glande thyroïde, il en résulte une baisse de T4 libre, ce que l'on observe chez les jeunes hérons, principalement dans les colonies en eau douce.

Les résultats de plusieurs études semblent indiquer des différences interspécifiques dans les effets des BPC sur le rétinol, puisque des concentrations moins élevées de BPC entraînent parfois des plus grandes différences de rétinol que des concentrations plus élevées (Jenssen *et al.* 2001, Murvoll *et al.* 2006). Ils notent aussi la difficulté de comparer les niveaux de contaminants et de rétinol à différents stades de développement. Alors que le rétinol se retrouve surtout dans les poissons marins, le déhydrorétinol est une forme de rétinol davantage présent chez les poissons d'eau douce (Lehninger 1985), mais il a été peu étudié jusqu'à maintenant notamment à cause de certaines difficultés analytiques (Käkelä *et al.* 2002). Chez les jeunes hérons du Saint-Laurent, le rétinol et le déhydrorétinol suivent une tendance inverse, indiquant une possible compensation par le déhydrorétinol lorsque le rétinol diminue. Bien qu'il soit difficile d'établir un lien direct de cause à effet, il semble que le rétinol plasmatique constitue un bon indicateur d'effet des BPC et autres contaminants organiques sur la santé, du moins dans le cas des hérons du Saint-Laurent. Cette relation a été observée lors de nos deux précédentes études (Champoux *et al.* 2000, Champoux *et al.* 2004). Grasman *et al.* (1996) et Bishop *et al.* (1999) ont observé des diminutions de rétinol avec des concentrations croissantes de BPC. De nombreuses études font état de l'interférence des BPC et autres contaminants organiques dans les mécanismes de contrôle du système endocrinien (Brouwer et van den Berg 1986, Gould *et al.* 1999, Murvoll *et al.* 1999).

4.3 ÉTAT DE LA POPULATION

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. Nous n'avons malheureusement que des données partielles sur le succès de reproduction, un faible nombre de nids étant généralement observé à

chaque colonie faute de temps. Le nombre moyen de jeunes produits par nid, 2,4, ainsi que la productivité moyenne, 59 %, sont semblables à ceux de l'échantillonnage précédent, soient suffisants pour maintenir la population. Nous ne disposons pas de nouvelles données depuis le rapport de DesGranges et Desrosiers (2006), selon lequel la population du Grand Héron est stable.

Malgré les efforts déployés au cours des vingt dernières années pour développer des biomarqueurs sensibles et pertinents, indicateurs précoces d'exposition aux contaminants et de leurs effets, il demeure difficile de faire des liens entre les effets observés sur des individus et un impact potentiel ou un changement écologiquement significatif au niveau des populations (Fairbrother *et al.* 1998, Forbes *et al.* 2006). Bien que le niveau des contaminants mesurés soit relativement bas comparativement à d'autres études et que le succès de reproduction semble adéquat, le rétinol dans les colonies d'eau douce demeure faible et on ne connaît pas la survie à long terme des jeunes hérons. Les nouveaux contaminants mesurés dans les œufs et détectés à des concentrations non-négligeables soulèvent l'importance de demeurer vigilants face aux contaminants émergents. Si les mesures de contrôle et les pressions à l'échelle internationale, tant pour les produits anciens tels BPC et pesticides organochlorés que pour les plus récents comme les PBDE, semblent porter fruits, les fabricants continuent à mettre sur le marché de nouvelles classes de produits, notamment d'autres produits ignifugeants, pour lesquelles des méthodes d'analyse et de suivi doivent être développées (Gauthier *et al.* 2007).

CONCLUSION

Les résultats de cette seconde campagne d'échantillonnage du Grand Héron permettent de connaître un peu plus l'état, la répartition spatiale et l'évolution temporelle de la contamination du Saint-Laurent. Globalement, ils indiquent peu de changements, tant au niveau de la contamination que de l'état de la population du Grand Héron. L'analyse de nouveaux contaminants dans les œufs a permis d'acquérir de nouvelles connaissances sur leur présence, leur concentration et leur répartition dans l'écosystème du Saint-Laurent. Les concentrations de PBDE mesurées sont du même ordre de grandeur que celles de *p,p'*-DDE et de BPC total, tandis que celles de toxaphène sont du même ordre de grandeur que celles de chlordane. Les non-ortho-BPC, bien que présents en faibles concentrations, contribuent en moyenne à 67 % de l'équivalent toxique. Depuis la campagne d'échantillonnage précédente, le niveau de mercure est demeuré inchangé tant dans les œufs que dans le sang et les plumes. Le BPC total a diminué dans les œufs mais pas dans le sang, tandis que les pesticides organochlorés montrent peu de différence. La plupart des contaminants mesurés dans les œufs ne montrent pas de différence significative entre les régions, tandis qu'on observe des différences dans plusieurs des contaminants mesurés dans le plasma. Les jeunes des colonies situées en eau douce sont plus contaminés que ceux des colonies de l'estuaire et des colonies témoins. Plusieurs variables cliniques sanguines, l'hormone thyroïdienne T4-libre, le rétinol et le 3,4-déhydro-rétinol plasmatiques et les isotopes stables de carbone et d'azote montrent des différences significatives entre les colonies et entre les régions. Le niveau de rétinol sanguin des jeunes hérons des colonies en eau douce demeure bas, ce qui pourrait affecter leur développement et leur survie. Davantage d'efforts devraient être consacrés à la recherche afin de mieux comprendre l'influence des nombreux facteurs pouvant affecter l'état de la population du Grand Héron ainsi que la santé des écosystèmes.

Le programme de suivi du Grand Héron est un des rares programmes permettant de documenter la contamination de la faune et des oiseaux en particulier, non seulement dans le fleuve et l'estuaire du Saint-Laurent mais également dans l'est du Canada. Les résultats présentés ici soulignent l'importance de maintenir ces programmes et d'y inclure les contaminants émergents.

BIBLIOGRAPHIE

- 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.
- Ashpole, S.L., C.A. Bishop et R.J. Brooks 2004. Contaminant residues in snapping turtle (*Chelydra s. serpentina*) eggs from the Great Lakes St. Lawrence River basin (1999 to 2000). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 47(2): 240-252.
- Birnbaum LS. et D.F. Staskal 2004. Brominated flame retardants: Cause for concern? [Review]. *Environ. Health Perspect.* 112(1): 9-17.
- Bishop, C.A., N.A. Mahony, S. Trudeau et K.E. Pettit 1999. Reproductive success and biochemical effects in Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*) exposed to chlorinated hydrocarbon contaminants in wetlands of the Great Lakes and St. Lawrence River Basin, USA and Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 18 (2): 263-271.
- Boily, M.H., L. Champoux, D.H. Bourbonnais, J.-L. DesGranges, J. Rodrigue et P.A. Spear 1994. β -carotene and retinoids in eggs of Great Blue Herons (*Ardea herodias*) in relation to St.Lawrence River contamination. *Ecotoxicology* 3: 271-286.
- Boily, M.H., A. Ndayibagira et P.A. Spear 2003. Retinoids, LRAT and REH activities in eggs of Japanese quail following maternal and in ovo exposures to 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl. *Ecotoxicology* 12 (1-4): 9-21.
- Braune, B.M. et M. Simon 2004. Trace elements and halogenated organic compounds in Canadian Arctic seabirds. *Marine Pollution Bull.* 48: 986-1008.
- Braune, B.M., M.L. Mallory, H.G. Gilchrist, R.J. Letcher et K.G. Drouillard 2007. Levels and trends of organochlorines and brominated flame retardants in Ivory Gull eggs from the Canadian Arctic, 1976 to 2004. *Sci. Total Environ.* 378 (3): 403-417.
- Brochu, C., G. Hamelin, S. Moore, D. Laliberté et Y. de Lafontaine 1995. Contribution of PCDD/PCDFs, planar and ortho substituted PCB congeners to the total TCDD-equivalent concentration in fish fillet from the St.Lawrence River. *Organohalogen Compounds* 26: 293-298.
- Brouwer, A. et K.J. van den Berg 1986. Binding of a metabolite of 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl 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.
- Cabana, G. et J.B. Rasmussen 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372: 255-257.
- Campbell, P.M. et T.H. Hutchinson 1998. Wildlife and Endocrine Disrupters: Requirements for Hazard Identification. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (1): 127-135.

- CCE 2003. Commission de coopération environnementale de l'Amérique du Nord. Feuille d'information DDT – 05.2003. Le DDT n'est plus utilisé en Amérique du Nord. www.CEC.org.
- Champoux, L. et D. Masse 2006. Exposition au mercure et ses effets chez le Plongeon huard (*Gavia immer*) sur les lacs du Québec. Série de rapports techniques no 468, région du Québec, Service canadien de la faune. 76 p.
- Champoux, L., J.-L. DesGranges, J. Rodrigue, A. Hontela, S. Trudeau et P.A. Spear 2000. Évaluation d'indicateurs biochimiques chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, et le Bihoreau gris, *Nycticorax nycticorax*, en relation avec la contamination du Saint-Laurent. Série de rapports techniques no. 354, Région du Québec, Service canadien de la faune. 60 p.
- Champoux, L., J. Rodrigue, J.-L. DesGranges, S. Trudeau, A. Hontela, M. Boily et P.A. Spear 2002. Assessment of contamination and biomarker responses in two species of Herons on the St. Lawrence River. *Environ. Monitor. Assess.* 79: 193-215.
- Champoux, L., J. Rodrigue, S. Trudeau, M. Boily, P.A. Spear et A. Hontela 2004. Contamination et biomarqueurs chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, comme indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent - Campagne de 1996-1997. Série de rapports techniques no. 419, Région du Québec 2004, Service canadien de la faune. 51 p.
- Champoux, L., J. Rodrigue, S. Trudeau, M. Boily, P.A. Spear et A. Hontela 2006a. Contamination and biomarkers in the Great Blue Heron, an indicator of the state of the St. Lawrence River. *Ecotoxicology* 15: 83-96.
- Champoux, L., D. Masse, D.C. Evers, O.P. Lane, M. Plante et S.T.A. Timmermans 2006b. Assessment of mercury exposure and potential effects in Common Loon in Québec. *Hydrobiologia* 567: 263-274.
- 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., 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.
- Custer, T.W., R.K. Hines, P.M. Stewart, M.J. Melancon, D.S. Henshel et D.W. Sparks 1998. Organochlorines, mercury, and selenium in Great Blue Heron eggs from Indiana Dunes National Lakeshore, Indiana. *J. Great Lakes Research* 24(1): 3-11.
- De Guise, 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 Solla, S.R., C.A. Bishop, H. Lickers et K. Jock K. 2001. Organochlorine pesticides, PCBs, dibenzodioxin, and furan concentrations in common snapping turtle eggs (*Chelydra serpentina serpentina*) in Akwesasne, Mohawk territory, Ontario, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40(3): 410-417.

- DesGranges, J.-L., J. Rodrigue, B. Tardif et M. Laperle 1998. Mercury accumulation and biomagnification in Ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay regions of Quebec. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 330-341.
- DesGranges, J.-L. et A. Desrosiers 2006. *Répartition des Grands Hérons nicheurs et tendances démographiques au Québec, 1977-2001*. Publication hors série numéro 113, Service canadien de la faune, Environnement Canada.
- Desrosiers, A. 2003. *Inventaire des héronnières du Québec*. Été 2001 et 2002. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune. Québec, 32 p.
- Desrosiers, A., C. Maisonneuve et R. McNicoll 1998. *Inventaire des héronnières du Québec, été 1997*. Ministère de L'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, SFT. 39 p.
- Eisler, R. et J. Jacknow 1985. Toxaphene hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *US Fish and Wild. Serv. Biol. Rep.* 85 (1.4), 26 p.
- 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. Pollut.* 59: 91-114.
- Elliott, J.E., M.L. Harris, L.K. Wilson, P.E. Whitehead, R.J. Norstrom 2001. Monitoring temporal and spatial trends in polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in eggs of Great Blue Heron (*Ardea herodias*) on the coast of British Columbia, Canada, 1983–1998. *Ambio* 30 (7): 416-428.
- Elliott, J.E., L.K. Wilson et B. Wakeford 2005. Polybrominated diphenyl ether trends in eggs of marine and freshwater birds from British Columbia, Canada, 1979-2002. *Environ. Sci. Technol.* 39 (15): 5584-5591.
- Environnement Canada 1997. *Toxaphène: Justification scientifique*. Substance candidate pour la gestion de la voie 1 dans le cadre de la Politique de gestion des substances toxiques. Politique de gestion des substances toxiques.
- Environnement Canada 2003. Politique de gestion des substances toxiques. <http://www.ec.gc.ca/toxics/fr/policy.cfm>.
- Evers, D.C., J.D. Kaplan, M.W. Meyer, P.S. Reaman, W.E. Braselton, A. Major, N. Burgess et A.M. Scheuhammer 1998. Geographic trend in mercury measured in Common Loon feathers and blood. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (2): 173-183.
- Fairbrother A., W.G. Landis, S. Dominquez, T. Shiroyama, P. Buchholz, M.J. Roze et G.B. Matthews 1998. A novel nonmetric multivariate approach to the evaluation of biomarkers in terrestrial field studies. *Ecotoxicology* 7(1): 1-10.
- Fangström, B., M. Athanasiadou, I. Athanasiadis, A. Bignert, P. Grandjean, P. Weihe, et A. Bergman 2005. Polybrominated diphenyl ethers and traditional organochlorine pollutants in fulmars (*Fulmarus glacialis*) from the Faroe Islands. *Chemosphere* 60 (7): 836-843.
- Forbes, V. E., A. Palmqvist and L. Bach 2006. The use and misuse of biomarkers in ecotoxicology. *Environ. Toxicol. Chem.* 25 (1): 272-280.

- Fournier, F., W.H. Karasov, K.P. Kenow, M.W. Meyer et R.K. Hines 2002. The oral bioavailability and toxicokinetics of methylmercury in common loon (*Gavia immer*) chicks. *Comp. Biochem. Physiol. A-Mol. Integr. Physiol.* 133 (3): 703-714.
- Fowler, M. E. 1986. *Zoo and wild animal medicine*. W.B. Saunders Company. 1127p.
- 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 Research* 19 (4): 722-736.
- Fox, G.A. et D.V. Weseloh 1987. Colonial Waterbirds as Bio-Indicators of Environmental Contamination in the Great Lakes. In: Diamond, A.W. et F.L. Filion (eds). *The value of birds*. ICBP Technical Publication 6: 209-216.
- Fry, D.M. 1995. Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environ. Health Perspect.* 103, Suppl. 7: 165-171.
- Gauthier, L.T., C.E. Hebert, D.V.C. Weseloh, et R.J. Letcher 2007. Current-Use Flame Retardants in the Eggs of Herring Gulls (*Larus argentatus*) from the Laurentian Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 41 (13): 4561-4566.
- Gazette du Canada 2008. Règlement sur les polybromodiphényléthers. Partie 2, Volume 142, no 14, 9/07/2008.
- Gentes, M.-L., A. McNabb, C. Waldner et J.E.G. Smits 2007. Increased thyroid hormone levels in Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*) on reclaimed wetlands of the Athabasca Oil Sands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 287-292.
- 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.
- Golden, N.H., B.A. Rattner, P.C. McGowan, K.C. Parsons et M.A. Ottinger 2003. Concentrations of metals in feathers and blood of nestling Black-crowned Night-herons (*Nycticorax nycticorax*) in Chesapeake and Delaware Bays. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 70(2): 385-393.
- Gould, J.C., K.R. Cooper et C.G. Scanes 1999. Effects of polychlorinated biphenyls on thyroid hormones and liver type I monodeiodinase in the chick embryo. *Ecotox. Environ. Safe.* 43(2): 195-203.
- Gouteux, B., M. Lebeuf, D.C.G. Muir et J.-P. Gagné 2003. Levels and temporal trends of toxaphene congeners in Beluga Whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 37: 4603-4609.
- Goutner, V., R.W. Furness et G. Papakostas 2001. Mercury in feathers of Squacco Heron (*Ardeola ralloides*) chicks in relation to age, hatching order, growth, and sampling dates. *Environ. Pollut.* 111 (1): 107-115.
- Gouvernement de Canada 1990. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation no 1. Dibenzodioxines polychlorés et dibenzofurannes polychlorés.

- Gouvernement du Canada 2006. Plan national de mise en oeuvre du Canada en vertu de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants; Ottawa (Ontario), Canada.
- Grasman, K.A., G.A. Fox, P.F. Scanlon et J.P. Ludwig 1996. Organochlorine-associated immunosuppression in prefledgling Caspian terns and Herring Gulls from the Great Lakes: an epidemiological study. *Environ. Health Perspect.* 104 (4): 829-842.
- Grasman, K.A., P.F. Scanlon et G.A. Fox 1998. Reproductive and physiological effects of environmental contaminants in fish-eating birds of the Great Lakes - a review of historical trends. *Environ. Monitor. Assess.* 53 (1): 117-145.
- Haseltine, S.D., G.H. Heinz, W.L. Reichel et J.F. Moore 1981. Organochlorine and metal residues in eggs of waterfowl nesting on islands in Lake Michigan off Door County, Wisconsin, 1977-78. *Pest. Monit. J.* 15 (2): 90-97.
- Hays, H. et M. Lecroy 1971. Field criteria for determining incubation stage in eggs of the common tern. *Wilson Bull.* 83: 425-429.
- Hebert, C.E., K.A. Hobson et J.L. Shutt 2000. Changes in food web structure affect rate of PCB decline in Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs. *Environ. Sci. Technol.* 34 (9): 1609-1614.
- Hoffman, D.J., M.G. Spalding et P.C. Frederick 2005. Subchronic effects of methylmercury on plasma and organ biochemistries in great egret nestlings. *Environ. Toxicol. Chem.* 24 (12): 3078-3084.
- Jaspers, V., A. Covaci, J. Maervoet, T. Dauwe, S. Voorspoels, P. Schepens et M. Eens 2005. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in eggs of little owls (*Athene noctua*) from Belgium. *Environ. Pollut.* 136 (1): 81-88.
- Jaspers, V.L.B., A. Covaci, S. Voorspoels, T. Dauwe, M. Eens et P. Schepens 2006. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: levels, patterns, tissue distribution and condition factors. *Environ. Pollut.* 139 (2): 340-352.
- Jensen, B.M., V.H. Nilssen, K.M. Murvoll et J.U. Skaare 2001. PCBs, TEQs ad plasma retinol in grey heron (*Ardea cinerea*) hatchlings from two rookeries in Norway. *Chemosphere* 44: 483-489.
- Jermyn-Gee, K., C. Pekarik, T. Havelka, G. Barrett et D.V. Weseloh 2005. An Atlas of contaminants in eggs of colonial fish-eating birds of the Great Lakes (1998-2001). Volume II. Accounts by Chemical. Technical Report Series No. 417. Canadian Wildlife Service, Ontario Region.
- Käkelä, A., R. Käkelä, H. Hyvärinen et J. Asikainen 2002. Vitamins A1 and A2 in hepatic tissue and subcellular fractions in mink feeding on fish-based diets and exposed to aroclor 1242. *Environ. Toxicol. Chem.* 21 (2): 397-403.
- Kannan, K., K. Hilscherova, T. Imagawa, N. Yamashita, L.L. Williams et J. P. Giesy 2001. Polychlorinated naphthalenes, -biphenyls, -dibenzo-p-dioxins, and -dibenzofurans in Double-Crested Cormorants and Herring Gulls from Michigan waters of the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 35 (3): 441-447.

- Kushlan, J.A. 1993. Colonial waterbirds as indicators of environmental changes. *Colonial Waterbirds* 16 (2): 223-251.
- Lake, J. L., R.A. McKinney, F.A. Osterman, R.J. Pruell, J. Kiddon, S.A. Ryba et A.D. Libby 2001. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* 58: 870-878.
- Law, R.J., M. Alae, C.R. Allchin, J.P. Boon, M. Lebeuf, P. Lepom et G.A. Stern 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. *Environ. Intern.* 29: 757-770.
- Lebeuf, M., B. Gouteux, L. Measures et S. Trottier 2004. Levels and trends (1988-1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 38 (11): 2971-2977.
- Lehninger, A.L. 1985. *Principes de biochimie*. Flammarion Médecine-science.
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999, 2004. *Rapport d'évaluation environnementale préalable des polybromodiphényléthers (PBDE)*. Février 2004, Environnement Canada.
- McKinney, M.A., L.S. Cesh, J.E. Elliott, T.D. Williams, D. K.Garcelon et R.J. Letcher 2006a. Brominated flame retardants and halogenated phenolic compounds in North American West Coast Bald eaglet (*Haliaeetus leucocephalus*) plasma. *Environ. Sci. Technol.* 40 (20): 6275-6281.
- McKinney, M.A, S. De Guise, D. Martineau, P. Béland, M. Lebeuf and R. J. Letcher. 2006b. Organohalogen contaminants and metabolites in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) liver from two canadian populations. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 25 (5): 1246-1257.
- McNabb, F.M.A. et G.A. Fox 2003. Avian thyroid development in chemically contaminated environments: is there evidence of alterations in thyroid function and development? *Evolution & Development* 5 (1): 76-82.
- Meyer, M.W., D.C. Evers, J.J. Hartigan et P.S. Rasmussen 1998. Patterns of Common loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction, and survival in Wisconsin, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (2): 184-190.
- 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.
- Muir, D.C.G., P.D. Jones, H. Karlsson, K. Koczansky, G.A. Stern, K. Kannan, J.P. Ludwig, H. Reid, C.J.R. Robertson et J.P. Giesy 2002. Toxaphene and other persistent organochlorine pesticides in three species of albatrosses from the North and South Pacific Ocean. *Environ. Toxicol. Chem.* 21 (2): 413-423.
- Muir, D.C.G., D.M. Whittle, D.S. De Vault, C.R. Bronte, H. Karlsson, S. Backus et C. Teixeira 2004. Bioaccumulation of Toxaphene Congeners in the Lake Superior Food Web. *J. Great Lakes Res.* 30: 316-340.

- 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. Toxicol.* 36 (3): 308-315.
- Murvoll, K.M., J.U. Skaare, E. Anderssen et B.M. Jenssen 2006. Exposure and effects of persistent organic pollutants in European Shag (*Phalacrocorax aristotelis*) hatchlings from the coast of Norway. *Environ. Toxicol. Chem.* 25 (1): 190-198.
- Neugebauer, E.A., G.L. Sans Cartier et B.J. Wakeford 2000. Methods for the determination of metals in wildlife tissues using various atomic absorption spectrophotometry techniques. Technical Report Series no. 337E. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Québec, Canada.
- 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.
- Norstrom, R.J., M. Simon, J. Moisey, B. Wakeford et D.V.C. Weseloh 2002. Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981-2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes Herring Gull eggs. *Environ. Sci. Technol.* 36: 4783-4789.
- Pelletier, M. et S. Lepage 2004. Évolution temporelle de la contamination des matières en suspension en amont du lac Saint-François entre 1994 et 1999. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l’environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-228, 68 pages.
- Pelletier, M., B. Rondeau, C. Gagnon et F. Messier 2006. *Les polybromodiphényléthers (PBDE) dans le Saint-Laurent: de nouveaux contaminants à surveiller*. Affiche présentée à Rendez-vous Saint-Laurent 2006, Plan Saint-Laurent pour un développement durable, Québec, juin 2006.
- 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.
- Quinn, G.P. et M.J. Keough 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press.
- Quinney, T.E. 1982. Growth, diet, and mortality of nestling Great Blue Herons. *Wilson Bulletin* 94 (4): 571-577.
- Rice, C.P. et M.S. Evans 1984. Toxaphene in the Great Lakes. In J.O. Nriagu et M.S. Simmons (EDS.), *Toxic contaminants in the Great Lakes*, vol. 14 in the Wiley Series in Advances in Environmental Science and Technology. John Wiley and Sons.
- Rodrigue, J., J.-L. DesGranges, et L. Champoux 2005. *Contamination du Grand Héron par les composés organochlorés et les métaux lourds au Québec entre 1989 et 1994*. Série de rapports techniques No. 356, Région du Québec, Service canadien de la faune.
- Saint-Laurent Vision 2000, 1999. *Bilan sur l'élimination virtuelle des substances toxiques persistantes et bioaccumulables, 1993 à 1998*. Préparé par Marc Villeneuve, Environnement Canada et François Rocheleau, Ministère de l'Environnement du Québec. Juin 1999, 15 pages.
- SAS Institute, 1989. SAS/STAT User's Guide, Version 6, Fourth Edition, vol. 2, Cary NC, 943 p.

- SAS Institute, 1999. *JMP Statistical Discovery Software*. Cary, NC, USA. SAS Institute.
- Scherrer, B. 1984. *Biostatistique*. Gaetan Morin éditeur, Chicoutimi, Québec, Canada. 850 p.
- Scheuhammer, A.M. 1988. Chronic dietary toxicity of methylmercury in the Zebra Finch, *Poephila guttata*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 123-130.
- Scheuhammer, A.M., N. Basu, N.M. Burgess, J.E. Elliott, G.D. Campbell, M. Wayland, L. Champoux et J. Rodrigue 2008. Relationships among mercury, selenium, and neurochemical parameters in common loons (*Gavia immer*) and bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). *Ecotoxicology* 17: 93-101.
- 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.
- Simon, M et Wakeford, B.J. 2000. Multiresidue method for the determination of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and non-ortho substituted polychlorinated biphenyls in wildlife tissue by HRGC/HRMS. Technical Report No. 336E. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Québec.
- 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.
- Van den Berg, M., L. Birnbaum, A.T.C. Bosveld, B. Brunstrom, P. Cook, M. Feeley, J.P. Giesy, A. Hanberg, R. Hasegawa, S.W. Kennedy, T. Kubiak, J.C. Larsen, F.X.R. van Leeuwen, A.K.D. Liem, C. Nolt, R.E. Peterson, L. Poellinger, S. Safe, D. Schrenk, D. Tillitt, M. Tysklind, M. Younes, F. Waern et T. Zacharewski 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife [Review]. *Environ. Health Perspect.* 106(12): 775-792.
- Wainwright, S.E., M.A. Mora, J.L. Sericano et P. Thomas 2001. Chlorinated hydrocarbons and biomarkers of exposure in wading birds and fish of the lower Rio Grande Valley, Texas. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40 (1): 101-111.
- Weseloh, D.V.C., C. Pekarik et S.R. De Solla 2006. Spatial patterns and rankings of contaminant concentrations in Herring Gull eggs from 15 sites in the Great Lakes and Connecting Channels, 1998–2002. *Environ. Monit. Assess.* 113 (1-3): 265-284.
- Wiemeyer, S.N. 1996. Other organochlorine pesticides in birds. In Beyer, W.N., G.H. Heinz et A.W. Redmon-Norwood (eds). *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. SETAC special publication series. CRC Press.
- Wolfe, M. et D. Norman 1998. Effects of waterborne mercury on terrestrial wildlife at Clear Lake - evaluation and testing of a predictive model. *Environ. Toxicol. Chem.* 17 (2): 214-227.
- Won, H.T., M.J. Mulvihill et B.J. Wakeford 2001. Multiresidue methods for the determination of chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wildlife tissues by Gas

chromatography/Mass spectrometry. Technical Report Series no. 335E. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Québec, Canada.

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

Zile, M.H., C. Summer, R. Aulerich, S.J. Bursian, D.E. Tillitt, J.P. Giesy et T.J. Kubiak 1997. Retinoids in eggs and embryos of birds fed fish from the Great Lakes. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 3: 277-288.

www.ec.gc.ca

Des renseignements supplémentaires peuvent être obtenus à :

Environnement Canada

Informathèque

351, boulevard St-Joseph

Place Vincent-Massey, 8^e étage

Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800

Télécopieur : 819-994-1412

ATS : 819-994-0736

Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca