

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements	ii
Résumé.....	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES	x
LISTE DES FIGURES	x
LISTE DES ANNEXES.....	xiii
CHAPITRE 1 Introduction générale	1
1.1 Problématique	1
1.2 Objectif de l'étude	5
1.3 Caractéristiques biologiques du homard d'Amérique	7
1.3.1 Présentation de l'espèce	7
1.3.2 Dynamique des populations.....	10
1.3.2.1 Recrutement.....	10
Production d'oeufs.....	11
Température et conditions hydrodynamiques.....	11
Approvisionnement en larves	13
1.3.3.2 Compétition intra et interspécifique	13
1.3.3.3 Mortalité naturelle.....	15
Prédation	15
Maladies et parasitisme.....	17
Conditions climatiques et hydrodynamiques extrêmes	18
1.3.3.4 Capacité de support.....	19
1.3.4 Rôle dans la communauté	20
1.3.5 Gestion, exploitation et conservation.....	20
1.3.6 Caractéristiques spécifiques du homard de la baie des Chaleurs.....	22
1.3.6.1 Études antérieures et connaissances actuelles	22
1.3.6.2 Pêche et exploitation.....	25
1.3.6.3 Hétérogénéité dans la productivité et les rendements.....	27
CHAPITRE 2 Caractéristiques de la population de homard de Saint-Godefroi : composition, distribution et déplacements saisonniers.....	30
2.1 Déplacements saisonniers dans la baie des Chaleurs.....	31
2.2 Objectifs spécifiques	32

2.3 Matériel et Méthode.....	33
2.3.1 Échantillonnage	33
2.3.2 Analyse des résultats.....	37
2.4 Résultats.....	40
2.4.1 Abondance et composition des captures.....	40
2.4.1.1 Nombre total d'individus capturés.....	40
Année 2002	40
Année 2003	40
2.4.1.2 Structures de taille	44
2.4.2 Rendements obtenus	47
2.4.2.1 Rendements totaux.....	47
Année 2002	47
Année 2003	48
2.4.2.2 Rendements en individus de taille commerciale.....	51
Année 2002	51
Année 2003	53
2.4.2.3 Rendements en mâles et en femelles de taille commerciale.....	54
Année 2002	54
Année 2003	55
2.4.2.4 Rendements en femelles oeuvrées	56
2.4.2.5 Rendements en prérecrues	60
Année 2002	60
Année 2003	61
2.5 Discussion.....	63
2.5.1 Déplacements saisonniers.....	63
2.5.2 Abondance et composition des captures.....	64
2.5.3. Distribution saisonnière et utilisation du secteur.....	67
2.5.4 Vents, temps de mouillage et efficacité des casiers.....	68
 CHAPITRE 3 Déplacements parallèles à la côte	71
3.1 Déplacements le long de la rive nord de la baie des Chaleurs.....	72
3.2 Objectifs spécifiques.....	73
3.3 Matériel et méthode	74
3.3.1 Marquage en 2002 et 2003.....	74
3.3.2 Recaptures.....	75
3.3.2.1 Analyses des données	76
Distances et directions	76
Effet de la taille sur la distance parcourue.....	78
3.4 Résultats.....	78
3.4.1 Secteur de Saint-Godefroi.....	78
3.4.1.1 Distances moyennes parcourues	79
Prérecrues.....	82

Individus de taille commerciale	82
3.4.1.2 Directions	83
3.4.1.3 Distance parcourue en fonction du sexe et de la direction de déplacement	83
3.4.2 Ensemble des sites de marquage	86
3.4.2.1 Distances moyennes parcourues	92
Prérecrues	92
Individus de taille commerciale	93
3.4.2.2 Directions	96
3.4.2.3 Distance parcourue en fonction du sexe et de la direction de déplacement	97
3.4.3 Régression entre la taille des individus recapturés et la distance parcourue	98
3.4.4 Recaptures en relation avec les sous-zones de pêche	101
3.5 Discussion	103
3.5.1 Distances moyennes parcourues	103
3.5.2 Interactions entre les homards provenant de différentes sous-zones :	107
3.5.2.1 Perspective pour la gestion de la pêche	107
3.5.2.2 Homards « migrants »	109

CHAPITRE 4 Chevauchement spatio-temporel des pêcheries de homard et de pétoncle.....114

4.1. Effets de la pêche au pétoncle sur les populations de homard et leur habitat.....	114
4.1.1 Pêche au pétoncle en Gaspésie	114
4.1.2 Conflits d'usage	115
4.1.3 Impacts des engins de pêche mobiles sur les populations de homards.....	116
4.1.4 Perturbations associées au dragage	117
4.2 Objectifs spécifiques.....	121
4.3 Matériel et méthode	122
4.4 Résultats.....	123
4.4.1 Mai-juin-juillet.....	123
4.4.1.1 Saint-Godefroi	123
4.4.1.2 Autres secteurs	126
4.4.2 Août	127
4.4.3 Septembre	132
4.5 Discussion.....	135
4.5.1 Chevauchement spatio-temporel.....	135
4.5.2 Chevauchement spatial	138
4.5.3 Chevauchement attribuable à la pêche au hareng	138
4.5.4 Évaluation des dommages	141

CHAPITRE 5 Caractéristiques de l'environnement physique et biologique.....143

5.1 Caractéristiques de l'habitat du homard	143
---	-----

5.1.1	Caractéristiques de l'aire d'étude : la baie des Chaleurs	143
5.1.1.1	Conditions physico-chimiques et hydrodynamiques	144
	Température, salinité et oxygène dissous	144
	Circulation et perturbations climatiques	145
5.1.1.2	Caractéristiques biophysiques et architecturales de l'habitat	148
	Sédiments	148
	Communautés spécifiques	148
5.1.2	Exigences environnementales de l'espèce	150
5.1.2.1	Paramètres physico-chimiques	150
5.1.2.2	Substrat	152
5.1.2.3	Alimentation et besoins nutritionnels	153
5.1.2.4	Qualité de l'habitat benthique pour le homard	156
5.2	Objectifs spécifiques	157
5.3	Méthodologie	158
5.3.1	Caractérisation du site d'étude : conditions environnementales locales	158
5.3.1.1	Paramètres physico-chimiques	159
	Analyse des données physico-chimiques	159
5.3.1.2	Échantillonnage des sédiments	160
	Analyses granulométriques	160
5.3.1.3	Échantillonnage photographique	162
	Analyse d'images	162
5.3.1.4	Analyses statistiques	163
5.3.2	Relations avec l'abondance du homard	164
5.4	Résultats	166
5.4.1	Caractérisation du site d'étude	166
5.4.1.1	Profondeurs, températures et salinités	166
5.4.1.2	Composantes de l'habitat : sédiments et communautés	171
	Composition en sédiments des différentes strates de profondeur	171
	Communautés	175
	Analyses multivariées : sédiments récoltés	177
	Analyses multivariées : composantes de l'habitat épibenthique	179
	Stations draguées vs non draguées	181
5.4.2	Relations avec l'abondance du homard	185
5.4.2.1	Composantes de l'habitat épibenthique	185
5.4.2.2	Modèles de régression multiple	186
	Profondeur – distance sur l'axe sud-ouest nord-est	186
	Autres caractéristiques environnementales	187
	Température	192
5.5	Discussion	195
5.5.1	Caractéristiques physiques et biologiques du site d'étude	195
5.5.2	Relation avec l'abondance du homard	197
5.5.3	Validité des modèles	199
5.5.4	Conditions hydrodynamiques et climatiques	201
5.5.5	Stations draguées vs non draguées	202

CHAPITRE 6 Conclusion générale.....	207
6.1 Revue des facteurs présentés	208
6.2 Autres facteurs	210
6.3 Conclusion	212
 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	214
 ANNEXES	239

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Description des campagnes de pêche expérimentale ainsi que des missions d'échantillonnage réalisées en 2002 et 2003 dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone de pêche 20B6), baie des Chaleurs (Qc).	34
Tableau II. Proportion des homards marqués et recapturés dans la même sous-zone (distance linéaire de côte mesurée au 0,5 km près).	102
Tableau III. Classification des sédiments utilisée lors des analyses statistiques. Les cases en gris représentent les éléments présents en seconde couche.	162
Tableau IV. Similarité intrastrates (a) et dissimilarité interstrates (b) des compositions en sédiments récoltés pour les différentes strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.	179
Tableau V. Similarité intrastrates (a) et dissimilarité interstrates (b) des composantes de l'habitat benthique, en termes de communautés spécifiques et de sédiments superficiels, pour les différentes strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.....	181
Tableau VI. Similarité intrastations (a) et dissimilarité interstations (b) des communautés spécifiques, des sédiments superficiels et de l'ensemble des composantes de l'habitat benthique, pour les différentes stations de la strate de profondeur 10-18 m échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.	184
Tableau VII. Modèle de régression (profondeur (m) et distance sur l'axe nord-est (m)) expliquant le mieux les rendements obtenus à chacune des stations pour chacune des périodes d'échantillonnage. n.s. : non significatif.	190
Tableau VIII. Modèle de régression multiple expliquant le mieux les rendements obtenus à chacune des stations pour chacune des périodes d'échantillonnage en 2003.	193

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des sous-zones de pêche au homard du côté sud de la Gaspésie, zone 20A (A1 à A10), zone 20B (B1 à B8) et zone 21 (A et B).....	3
Figure 2. A. Débarquements de homard au sud de la Gaspésie dans les zones 20 et 21 et dans les sous-zones 20B5-20B6 entre 1984 et 2004. B. Taux de capture (PUE) en poids par casier des homards de taille commerciale dans la zone 20 et dans les sous-zones 20B5-B6 de 1986 à 2005.	4
Figure 3. A. Indice de production moyen calculé pour chacune des sous-zones de la rive nord de la baie des Chaleurs entre 2003 et 2005. B. Rendements moyens par pêcheur entre 2003 et 2005.....	29
Figure 4. Localisation et identification des stations échantillonnées lors des campagnes de pêche expérimentale dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone 20B6). Stations échantillonnées en 2002 (A) et en 2003 (B).	35
Figure 5. Rendements moyens (nombre total de homards capturés par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002.....	42
Figure 6. Rendements moyens (nombre total de homards capturés par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2003.....	43
Figure 7. Distribution des fréquences de taille des homards capturés dans le secteur de Saint-Godefroi en 2002.....	44
Figure 8. Distribution des fréquences de taille des homards capturés dans le secteur de Saint-Godefroi en 2003.....	45
Figure 9. Rendements totaux moyens obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi..	49
Figure 10. Rendements moyens en individus de taille commerciale obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi.....	52
Figure 11. Rendements moyens en mâles de taille commerciale obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi.....	57
Figure 12. Rendements moyens en femelles de taille commerciale obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi.....	58
Figure 13. Rendements moyens en femelles oeuvées obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi.....	59
Figure 14. Rendements moyens en prérecrues obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi.....	62
Figure 15. Sites de marquage et positions des premières recaptures des homards du secteur de Saint-Godefroi (sous-zone de pêche 20B6).	80
Figure 16. Distances moyennes parcourues par les homards marqués à Saint-Godefroi. ...	81

Figure 17. Déplacements des homards marqués à Saint-Godefroi (sous-zone 20B6) en 2002 et 2003 recapturés lors des saisons de pêche 2003 et 2004.	84
Figure 18. Distances moyennes parcourues par l'ensemble des homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone 20B6).	85
Figure 19. Localisation des huit sites de marquage sur la rive nord de la baie des Chaleurs.	87
Figure 20. Sites de marquage et positions des premières recaptures des homards des secteurs de Miguasha, Saint-Omer et Maria (sous-zones 21B).	88
Figure 21. Sites de marquage et positions des premières recaptures des homards des secteurs de Rivière Caplan et Bonaventure (sous-zone 21A).	89
Figure 22. Site de marquage et positions des premières recaptures des homards du secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (sous-zone 20A8).	90
Figure 23. Site de marquage et positions des premières recaptures des homards du secteur de Malbaie (sous-zone 20A2).	91
Figure 24. Distances moyennes parcourues par les prérecrues.	94
Figure 25. Distance moyenne parcourue par l'ensemble des homards recapturés en fonction de leur taille.	95
Figure 26. Distances moyennes parcourues par les homards de taille commerciale recapturés (mâles et femelles) en fonction du site de marquage.	95
Figure 27. Distances moyennes parcourues par les homards de taille commerciale marqués dans le secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (sous-zone 20A8) et de Malbaie (sous-zone 20A2).	99
Figure 28. Relation entre la taille des individus recapturés (LC mm) et la distance parcourue (km).	100
Figure 29. Recaptures dans la zone 23 (Nouveau-Brunswick) de homards marqués sur la rive nord de la baie des Chaleurs (Qc).	112
Figure 30. Distribution du homard et localisation des activités de pêche au pétoncle en mai, juin et juillet dans le secteur de Saint-Godefroi.	125
Figure 31. Distribution du homard et localisation des activités de pêche au pétoncle en mai, juin et juillet dans les secteurs de Bonaventure, Gascons – Newport, Chandler et Malbaie	128
Figure 32. Localisation des activités de pêche au pétoncle en août dans les secteurs de Bonaventure, Gascons - Newport, Chandler et Malbaie.	130
Figure 33. Localisation des activités de pêche au pétoncle en septembre dans les secteurs de Saint-Godefroi, Bonaventure, Port-Daniel – Gascons, Gascons – Newport – Chandler.	133

Figure 34. La baie des Chaleurs.....	144
Figure 35. Localisation des stations d'échantillonnage de sédiments et photographies en juillet et août 2003.	159
Figure 36. Températures de fond estimées par krigeage à partir des valeurs mesurées lors des campagnes d'échantillonnage de 2003.....	169
Figure 37. Composition des sédiments recueillis à l'aide de la benne à chacune des stations, évaluée à partir d'analyses granulométriques.....	173
Figure 38. Composition moyenne des sédiments dans chacune des strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi... ..	174
Figure 39. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis des compositions en sédiments récoltés à l'aide de la benne aux 36 stations du secteur de Saint-Godefroi échantillonnées à plus de 10 m de profondeur.....	178
Figure 40. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis de l'habitat benthique en termes de communautés spécifiques et de sédiments superficiels provenant de 44 stations du secteur de Saint-Godefroi.	180
Figure 41. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis des communautés benthiques et des sédiments superficiels provenant de 28 photographies prises dans la strate de profondeur 10-18 mètres, dans le secteur de Saint-Godefroi.	183
Figure 42. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis de l'habitat benthique en termes de communautés spécifiques et de sédiments superficiels provenant de 44 stations du secteur de Saint-Godefroi.	188
Figure 43. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis des communautés benthiques et des sédiments superficiels provenant de 28 photographies prises dans la strate de profondeur 10-18 m, dans le secteur de Saint-Godefroi.	189
Figure 44. Relation entre les rendements totaux, la profondeur et la distance sur l'axe sud-ouest - nord-est pour les stations échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.	191
Figure 45. Relation entre les rendements totaux et la température pour les stations échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.	194

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Abondance et composition des captures effectuées lors des campagnes de pêche expérimentale.....	240
Annexe 2. Rendements moyens totaux (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de juillet et octobre 2002 ainsi que juillet, août, septembre et octobre 2003.....	241
Annexe 3. Rendements moyens en individus de taille commerciale (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de juillet et octobre 2002 ainsi que juillet, août, septembre et octobre 2003.	241
Annexe 4. Rendements moyens en mâles de taille commerciale homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de juillet et octobre 2002 ainsi que juillet, août, septembre et octobre 2003.....	242
Annexe 5. Rendements moyens en femelles de taille commerciale (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de juillet et octobre 2002 ainsi que juillet, août, septembre et octobre 2003.....	242
Annexe 6. Rendements moyens en femelles oeuvées (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de juillet et octobre 2002 ainsi que juillet, août, septembre et octobre 2003.....	243
Annexe 7. Rendements moyens en prérecrues (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de juillet et octobre 2002 ainsi que juillet, août, septembre et octobre 2003.....	243
Annexe 8. Nombre et proportion de homards capturés dans chacune des strates de profondeur lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.....	244
Annexe 9. Températures de fond enregistrées à l'aide d'un CTD aux différentes strates de profondeur échantillonnées.....	244
Annexe 10. Principales espèces observées sur les photographies pour chacune des strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.....	245
Annexe 11. Composantes de l'habitat benthique conservées aux fins des analyses multivariées. A. Communautés spécifiques et B. Sédiments superficiels.....	246

CHAPITRE 1

Introduction générale

1.1 Problématique

Les stocks de homard d'Amérique (*Homarus americanus*) de l'Atlantique nord-ouest sont reconnus pour être fortement exploités (Fogarty, 1995), et ce, depuis plusieurs années. Au début des années 1990, des diminutions importantes dans les débarquements de homard canadien ont suscité des inquiétudes au sein de l'industrie. En 1995, dans un rapport sur la conservation des stocks de homard de l'Atlantique commandé par le ministre des Pêches et des Océans, le Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (CCRH) concluait qu'il existe un problème de conservation de la ressource (CCRH, 1995). Les taux d'exploitation sont élevés et la pêche est axée sur la capture d'individus pour la plupart immatures, ce qui entraîne une production d'œufs très faible pouvant affecter le recrutement. Bien que, traditionnellement, les stocks de homard se soient révélés assez résistants, le CCRH estimait que les risques d'échec du recrutement étaient manifestement grands et recommandait que des mesures de conservation soient prises afin d'augmenter la production d'œufs et de réduire sensiblement les taux d'exploitation et l'effort de pêche réel.

Les populations de homard du sud de la Gaspésie sont, elles aussi, caractérisées par des taux d'exploitation élevés, de l'ordre de 80 % (Gendron et Savard, 2003; MPO, 2003),

en augmentation depuis 1996 (MPO, 2005a). De tels taux rendent la pêche fortement dépendante du recrutement annuel et exercent une forte pression sur la ressource, en plus de nuire à l'atteinte des objectifs de conservation.

Bien que le homard soit, depuis plusieurs années, la troisième espèce en importance économique pêchée en Gaspésie, les populations locales et leurs déplacements sont méconnus. Il semble qu'il y ait beaucoup d'hétérogénéité dans l'abondance et les caractéristiques biologiques des populations de homard du sud de la Gaspésie (Gendron et Savard, 2003). Depuis quelques années, les données recueillies par le Ministère des Pêches et des Océans (MPO), montrent une tendance à la baisse des rendements et de l'abondance du homard dans certaines sous-zones. C'est le cas notamment à Saint-Godefroi (sous-zone 20B6) (Fig. 1 et 2), le secteur étudié dans le cadre de ce projet de maîtrise et à Shigawake, la sous-zone adjacente à l'est (20B5). Dans ces deux sous-zones, les débarquements ont crû de la fin des années 1980 jusqu'au début des années 1990, pour atteindre un sommet de 139 t en 1992. Par la suite les débarquements ont diminué progressivement jusqu'à totaliser seulement 55 t en 2005. Depuis 1995, les rendements en nombre et en poids ont également diminué et ont atteint un minimum en 2002, à 128 g casier ce qui représentait moins de 0,25 homard par casier relevé. Cette baisse dans les rendements pourrait être liée à une diminution du recrutement attribuable à une exploitation trop intense ou à d'autres facteurs d'origine environnementale (MPO, 2005a). Les pêcheurs locaux sont inquiets de voir leurs rendements à ce point diminuer et associent davantage le déclin aux effets négatifs des engins de pêche mobiles, telles les dragues à pétoncle, sur le homard et son habitat, entraînant le déplacement potentiel de certains individus vers des secteurs adjacents.

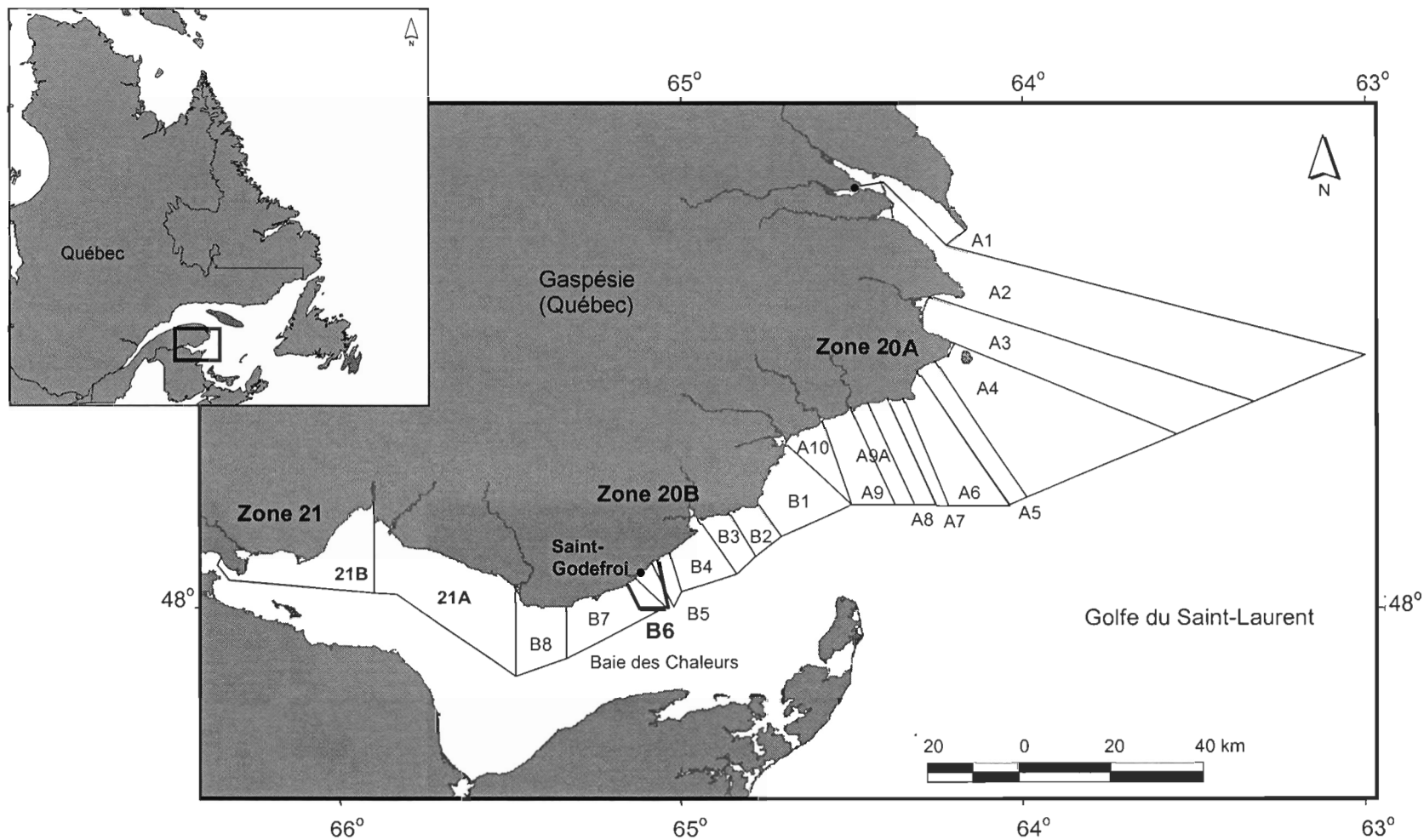
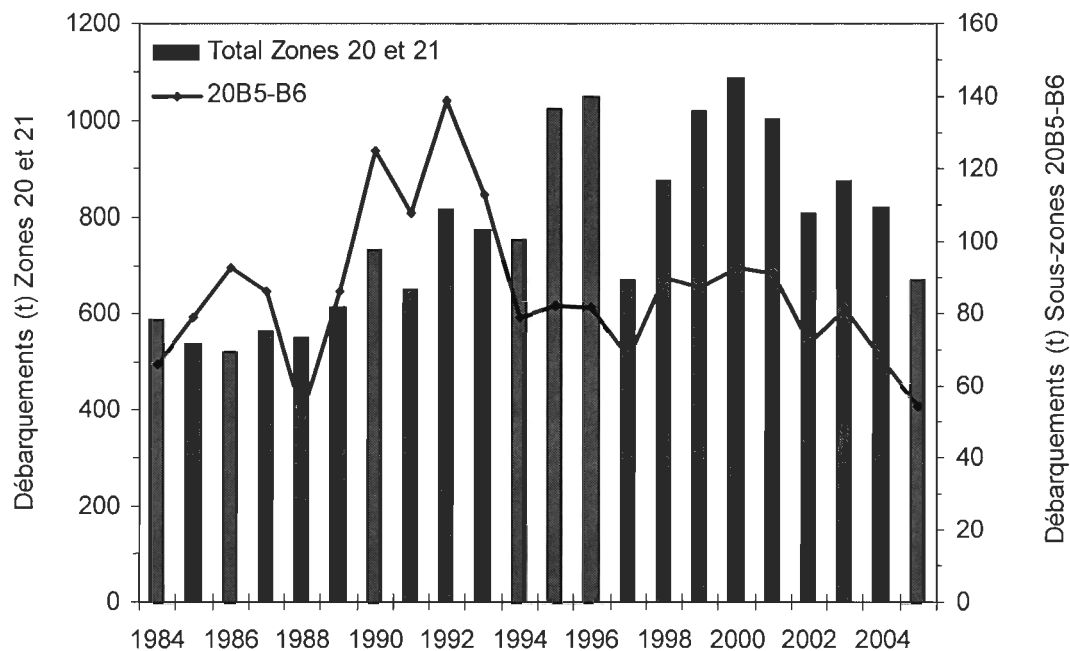


Figure 1. Localisation des sous-zones de pêche au homard du côté sud de la Gaspésie, zone 20A (A1 à A10), zone 20B (B1 à B8) et zone 21 (A et B).

A.



B.

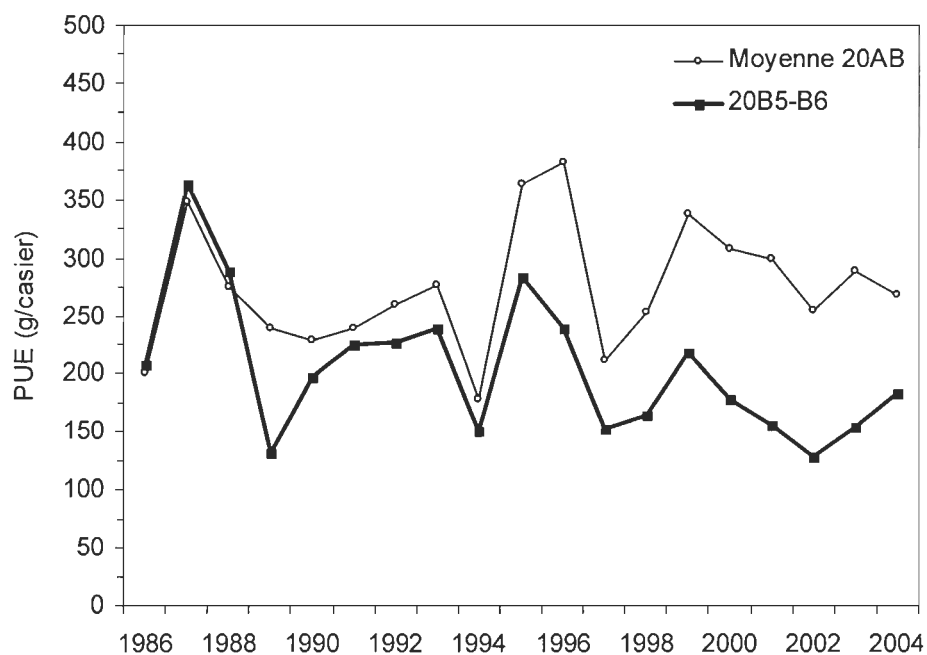


Figure 2. A. Débarquements de homard au sud de la Gaspésie dans les zones 20 et 21 et dans les sous-zones 20B5-20B6 entre 1984 et 2004. B. Taux de capture (PUE) en poids par casier des homards de taille commerciale dans la zone 20 et dans les sous-zones 20B5-B6 de 1986 à 2005. La ligne pointillée représente la moyenne pour les années 1986 à 2004 dans la zone 20.

1.2 Objectif de l'étude

Différents facteurs, d'origine naturelle (compétition, conditions hydrodynamiques et climatiques particulières, conditions environnementales, qualité de l'habitat, migration vers des secteurs adjacents, mortalité naturelle, prédation, recrutement) ou anthropique (chevauchement spatio-temporel des pêcheries de homard et de pétoncle, perturbations de l'habitat, pression de pêche), pourraient en partie expliquer les diminutions de rendement observées dans la sous-zone 20B6 (Fig. 1 et 2). L'objectif de cette étude était d'analyser en détail un certain nombre de facteurs pouvant être impliqués dans les déclinés observés.

Cette analyse nécessitait une connaissance préalable de la population étudiée. Ainsi, une description des caractéristiques biologiques de l'espèce, de la dynamique des populations et des facteurs les plus susceptibles d'influencer cette dynamique est présentée dans la première partie de cette thèse. Par ailleurs, les caractéristiques locales des populations de homard et de la pêcherie du secteur de Saint-Godefroi et de la baie des Chaleurs, y sont également présentées.

Quatre chapitres sont consacrés à l'analyse des facteurs :

Le chapitre deux traite de l'abondance, de la distribution et des déplacements saisonniers (de la côte vers le large) de la population de homard de Saint-Godefroi, évalués à partir de campagnes de pêche expérimentale.

Le troisième chapitre présente l'ampleur et la direction des déplacements parallèles à la côte. Cette analyse est basée sur les résultats d'un projet de marquage recapture réalisé

dans plusieurs localités de la rive nord de la baie des Chaleurs. Les déplacements observés dans le secteur de Saint-Godefroi y sont comparés à ceux observés dans d'autres secteurs.

Le chapitre quatre introduit la problématique liée au chevauchement spatio-temporel des pêcheries de homard et de pétoncle. L'analyse tente d'évaluer l'importance du chevauchement et d'identifier les impacts potentiels du dragage sur le homard et son habitat, non seulement dans le secteur de Saint-Godefroi mais aussi, par extension, sur l'ensemble de la rive nord de la baie des Chaleurs.

Le cinquième chapitre tente d'établir des relations entre les caractéristiques environnementales et l'abondance du homard dans le secteur de Saint-Godefroi. Les conditions physico-chimiques, les caractéristiques biophysiques locales telles que le substrat et les communautés spécifiques, de même que les conditions hydrodynamiques y sont traitées. Le lecteur désirant obtenir dès le départ de plus amples informations sur les caractéristiques de l'aire d'étude et, de façon plus générale, sur la baie des Chaleurs ainsi que sur les exigences environnementales de l'espèce est invité à prendre connaissance du chapitre cinq avant d'entreprendre la lecture des chapitres deux, trois et quatre.

Enfin, la conclusion générale fait l'objet du chapitre six.

1.3 Caractéristiques biologiques du homard d'Amérique

1.3.1 Présentation de l'espèce

Le homard d'Amérique (*Homarus americanus*) est un crustacé décapode de la famille des néphropidés. Il possède un exosquelette articulé qui protège et maintient l'ensemble des parties du corps tout en permettant le mouvement. Il fréquente généralement les fonds rocheux et sablonneux de l'Atlantique Ouest, du Labrador au Cap Hatteras, en Caroline du Nord (Lawton et Lavalli, 1995). Bien qu'on puisse le retrouver jusqu'à des profondeurs de plus de 700 m (Aiken et Waddy, 1986; Cooper et Uzmann 1971), les concentrations commerciales sont généralement retrouvées à moins de 35 m de profondeur (MPO, 2005a). Le homard adulte fréquente une grande variété d'habitats tels que la vase, le sable, les galets, les cailloux, les récifs rocheux, les zostérites, etc. (Cooper et Uzmann, 1980; Lawton et Lavalli, 1995). L'habitat littoral le plus commun serait cependant constitué de roches et de pierres sur fonds sableux (Cooper et Uzmann, 1980).

Les homards côtiers demeurent habituellement dans le même secteur et ne sont pas considérés comme migrants. Leurs déplacements se limitent habituellement à des mouvements saisonniers de la côte vers le large (Bergeron, 1967; Ennis, 1983a, 1984a; Munro et Therriault, 1983). Toutefois, dans certains secteurs, notamment au sud du Nouveau Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et dans la baie de Fundy, les homards peuvent parfois se déplacer sur des distances considérables allant de plusieurs dizaines à des

centaines de kilomètres (Campbell et Stasko, 1986; Comeau et Savoie, 2002; Krouse, 1980; Stasko, 1980).

La taille des homards adultes varie considérablement d'un endroit à l'autre, selon le sexe, le taux de croissance local ainsi que l'intensité de la pêche (Aiken et Waddy, 1980; Cobb, 1995; Fogarty, 1995; MPO, 1982). En Gaspésie, les femelles atteignent la maturité sexuelle autour de 82 mm de longueur du céphalothorax (LC), ce qui correspond à la taille minimale de capture depuis 2004 (MPO, 2006b). Les mâles deviennent matures à une taille inférieure (Aiken et Waddy, 1980; Krouse, 1973; Lawton et Lavalli, 1995). On estime que le homard atteint la taille minimale de capture vers l'âge de sept à huit ans, après avoir mué environ 16 fois depuis son établissement benthique (Gendron et Sainte-Marie, 2006; MPO, 2006a).

La croissance du homard comporte deux éléments : la fréquence de mue et l'accroissement de taille à la mue (Fogarty, 1995). La probabilité et le moment de la mue sont liés à la température de l'eau (Aiken et Waddy, 1980; Campbell et Robinson, 1983; Comeau et Savoie, 2001; Ennis 1982). Ainsi, les mues sont plus fréquentes et la croissance plus rapide dans les eaux plus chaudes. L'accroissement à la mue a quant à lui été documenté lors d'études de marquage recapture effectuées dans plusieurs régions (voir revue effectuée par Fogarty (1995)). Dans toute l'aire de répartition du homard, il semble qu'il y ait peu de variations dans la relation entre les tailles pré mue et post mue.

Dans le golfe du Saint-Laurent, la reproduction a lieu entre les mois de juillet et de septembre (MPO, 1982). Les femelles suivent généralement un cycle de reproduction de

deux ans, les années de ponte alternant avec les années de mue. L'accouplement s'étend sur quelques jours après la mue des femelles, lorsque leur carapace est encore molle et flexible. La taille relative des sexes peut jouer un rôle important sur le succès de la reproduction (Campbell, 1992; Cobb, 1995; Gosselin *et al.*, 2003; Hughes et Matthiessen, 1962). Les mâles de petite taille peuvent avoir de la difficulté à s'accoupler avec les femelles de grande taille. Pour un mâle de grande taille, le temps investi dans la cohabitation sexuelle est proportionnel à la taille de la femelle (Gosselin *et al.*, 2003). De plus, les femelles de grande taille accumulent plus d'éjaculat que les petites et elles en accumulent encore plus en s'accouplant avec un mâle de grande taille.

La ponte a généralement lieu durant l'été, en juillet et en août (Talbot et Helluy, 1995). Une fois pondus, les oeufs se fixent aux pattes natatoires (pléopodes) de la femelle, sur sa face ventrale. Ils y resteront de neuf à douze mois avant d'éclore, l'été suivant, sous forme de larves planctoniques (zoés). Celles-ci demeureront en surface, dans le plancton, de trois à dix semaines, selon la température de l'eau, et elles subiront trois mues. Après la métamorphose (troisième mue), les postlarves ont l'apparence de homards adultes et quittent la surface pour s'établir sur le fond. Les jeunes homards mesurent alors environ 15 mm de longueur.

Durant les premières années de leur vie benthique (stades juvéniles cryptique et émergent), ils demeureront généralement cachés, se dissimulant pour survivre à la prédation, jusqu'à ce qu'ils atteignent une longueur de carapace (LC) d'environ 25 mm (Cooper et Uzmann, 1980; Lawton et Lavalli, 1995). Entre 25 et 40 mm (stade juvénile

vagile), ils s'aventurent la nuit à la recherche de nourriture mais jamais loin de leur refuge. Les homards adolescents (40 à 50 mm) évoluent progressivement sur un plus grand territoire, étant actifs surtout la nuit. À ce moment, ils commencent à manifester un comportement très territorial et à effectuer des déplacements saisonniers comme les adultes (maturité physiologique). À 50 mm, les homards atteignent le stade adulte et la maturité fonctionnelle (Lawton et Lavalli, 1995).

Étant donné son importance économique, le homard est une espèce étudiée depuis fort longtemps. Avant les années 1970, la recherche était surtout axée sur la biologie générale de l'espèce (CCRH, 1995). Depuis, des modèles intégrant divers types de renseignements biologiques et environnementaux ont été développés afin d'évaluer l'état des stocks de homard en fonction de leur exploitation.

1.3.2 Dynamique des populations

1.3.2.1 Recrutement

Les processus liés au recrutement impliquent des interactions complexes entre les facteurs comportementaux, écologiques et océanographiques (Ennis, 1986). La variabilité associée au recrutement peut s'expliquer par la variabilité de la production d'œufs, par des variations de la température et de l'écoulement annuel d'eau douce influençant la survie des larves, par des variations de l'approvisionnement en larves et par des modifications de l'écosystème (Ennis, 1986). Malheureusement, la relation entre l'abondance des postlarves planctoniques et le recrutement benthique est méconnue (Incze et Wahle, 1991a). La

capacité de support des milieux limiterait le nombre de jeunes que les fonds peuvent accueillir (Wahle et Steneck, 1991).

Production d'oeufs

Le nombre d'oeufs produits par une femelle augmente de façon exponentielle avec la taille (Aiken et Waddy, 1980). De plus, les grosses femelles pondent plus tôt en saison et leurs oeufs contiennent plus d'énergie (Attard et Hudon, 1987). Ceci permet aux larves nouvellement écloses de profiter des températures chaudes et de bénéficier d'un meilleur taux de survie (Hudon *et al.*, 1986). La taille des larves tendrait à être plus petite pour les femelles primipares (Ouellet et Plante, 2004).

La pêche peut également influencer la production d'oeufs. Considérant les taux d'exploitation élevés qui prévalent actuellement, la production d'oeufs pourrait être relativement faible (Ennis, 1986). Les mesures de conservation, telle l'augmentation de la taille minimale de capture, tendent à faire augmenter les tailles observées dans la population et donc, à accroître le nombre d'oeufs produits. Contrairement à d'autres espèces dont la relation stock-recrutement est facilement décelable, le nombre d'oeufs nécessaires au maintien de la biomasse de homard est inconnu (CCRH, 1995).

Température et conditions hydrodynamiques

La température de surface locale apparaît comme un facteur critique du succès du recrutement (Hudon, 1994) puisqu'elle affecte la croissance et la survie des larves, cette dernière se trouvant compromise à moins de 10 °C (Ennis, 1995). Le temps de

développement des quatre stades planctoniques est dépendant de la température et il peut s'étendre sur une période relativement longue (> 50 jours) (Incze et Naimie, 1997; Templeman, 1936b). Des basses températures prolongent la durée de tous les stades larvaires de façon considérable et réduisent la survie des deux derniers stades précédant l'établissement benthique (Ennis, 1986, 1995; MacKenzie, 1988). De même, un établissement hâtif permet aux post-larves de continuer à croître sur le fond, avant leur premier hiver (Hudon, 1987).

À l'échelle locale et régionale, les conditions climatiques et le régime hydrodynamique ont des effets potentiellement importants sur l'advection, la survie, la croissance et la durée de développement des larves de homard durant leur phase planctonique (Aiken et Waddy, 1986; Hudon et Fradette, 1993; Hudon *et al.*, 1991; Incze et Wahle, 1991b). À titre d'exemple, les vents, les courants et les phénomènes de résurgence et de plongée des eaux, qui entraînent une grande variabilité au niveau des températures de surface, pourraient avoir des effets négatifs importants sur la survie des larves et des postlarves jusqu'à leur établissement benthique. À l'opposé, les résurgences estivales le long des côtes pourraient contribuer à augmenter la productivité primaire et, par conséquent, la productivité benthique (Rowe, 1971), assurant ainsi une certaine stabilité (Harding *et al.*, 1982) des populations locales de homard. Il semble que les femelles recherchaient des secteurs à forte turbulence pour libérer leurs larves. Les eaux peu profondes, relativement chaudes et turbulentes, constitueraient ainsi des zones propices à l'éclosion des œufs et à la dispersion des larves (Campbell, 1990).

Approvisionnement en larves

Le nombre de larves se déposant en un site donné est lié au nombre de larves produites localement, lui-même fonction du nombre d'œufs produits, ainsi qu'aux mouvements des masses d'eau dans lesquelles elles se trouvent. Plusieurs auteurs ont relié la dérive larvaire aux courants résiduels de surface (Aiken et Waddy, 1986; Ennis, 1983b; Harding, 1992; Harding *et al.*, 1982; Templeman, 1940c). Les phénomènes hydrographiques tels que la circulation tourbillonnaire, les courants convergents et les phénomènes de plongée et de remontée d'eau froide, ont un impact potentiellement important sur l'advection des larves de homards (Cobb *et al.*, 1983; Hudon *et al.*, 1991). Dans une région où les courants sont forts, les larves de homards pourraient parcourir de très grandes distances entre l'éclosion et l'établissement benthique. Ainsi, la distribution et la dispersion des homards sont en partie reliées aux phases larvaires de leur cycle de vie (Phillips *et al.*, 1980).

1.3.3.2 Compétition intra et interspécifique

Bien que le homard adulte soit reconnu pour être territorial et agressif, la compétition intraspécifique pour les abris en milieu naturel est probablement assez limitée (Ennis, 1984b; Karnofsky *et al.*, 1989a, 1989b; Lawton et Lavalli, 1995) (Ennis, 1984b, Karnofsky 1989a, 1989b). Les individus occupent des abris dont la grandeur est proportionnelle à leur taille (Lawton et Lavalli, 1995). La possibilité de se déplacer joue un rôle important sur le comportement du homard, les individus peuvent se mouvoir d'un abri à l'autre et ainsi changer de secteur.

Dans les habitats rocheux infralittoraux, la compétition interspécifique contribue de façon importante à structurer les communautés benthiques. Sur ces fonds, les homards entrent en compétition avec les crabes pour les ressources alimentaires et/ou pour l'espace (le territoire et les abris disponibles) (Cobb *et al.*, 1986; Hudon et Lamarche, 1989). Les homards sont habituellement les meilleurs compétiteurs : ils gagnent la plupart des rencontres et sont même capables de chasser les crabes indésirables d'un territoire choisi (Richards, 1992; Richards et Cobb, 1986). La compétition entraîne par contre une diminution de la vigilance et/ou la perte d'abris, ce qui peut avoir des conséquences sévères pour le homard (Cobb, 1995).

Dans nos eaux, le crabe commun et le homard vivent en étroite association tout au long de leur cycle vital (Gendron et Fradette, 1995). Ces deux espèces présentent de grandes similitudes dans leurs préférences alimentaires et au niveau de leur habitat, en plus d'avoir plusieurs prédateurs en commun. Les relations de compétition entre le crabe commun et le homard sont complexes et varient en fonction des stades de vie (Gendron et Fradette, 1995). Au stade adulte, des différences dans la façon d'utiliser l'espace et les ressources alimentaires et, surtout, la grande flexibilité du crabe commun au niveau de l'utilisation de l'habitat semblent permettre la cohabitation des deux espèces (Hudon et Lamarche, 1989).

Malheureusement, il existe très peu d'information sur les relations de compétition intra et interspécifique des tout premiers stades benthiques alors que c'est peut-être à ces niveaux que la compétition a le plus de conséquences pour les populations.

1.3.3.3 Mortalité naturelle

Les causes principales de mortalité naturelle chez le homard sont la prédation, les maladies et les conditions environnementales extrêmes (Fogarty, 1995). Compte tenu de la longévité du homard, des taux de mortalité naturelle oscillant entre 2 et 8 % annuellement sont considérés réalistes pour les homards préadultes et adultes (Campbell, 1980; Ennis *et al.*, 1989; Fogarty, 1995; Lawton et Lavalli, 1995).

Prédation

La mortalité par prédation du homard, en milieu naturel, de l'œuf à l'âge adulte, varie selon la taille et l'habitat (Cobb, 1995). En eaux côtières, la vulnérabilité des homards à la prédation tend à diminuer rapidement avec une augmentation de leur taille (Wahle et Steneck, 1992). L'homme est probablement le prédateur le plus important des homards préadultes et adultes (Campbell, 1980).

Des poissons benthiques tels que la morue, la goberge, le chabosse, la merluche blanche, l'aiguillat et certaines espèces de raie, ont longtemps été considérés comme d'importants prédateurs des homards (Cooper et Uzmann, 1980), en particulier lors de la mue estivale (Lawton et Lavalli, 1995). Plusieurs pêcheurs s'en inquiètent, la croyance populaire voulant que certains poissons démersaux, et particulièrement la morue, contrôlent l'abondance du homard d'Amérique (Acheson et Steneck, 1997; CCRH, 1995; Hanson et Lanteigne, 2000). Des études et de même que des références taxonomiques concernant les habitudes alimentaires d'une dizaine d'espèces de poissons n'auraient cependant révélé que des évidences anecdotiques d'une telle prédation (Davis *et al.*, 2004; Hanson et Lanteigne,

2000; Lawton et Lavalli, 1995; Scott et Scott, 1988). Selon toute vraisemblance, dans le sud du golfe Saint-Laurent, la consommation d'un homard par une morue est un événement très rare, puisque les distributions de ces deux espèces se chevauchent très peu (Hanson et Lanteigne, 2000). Les autres espèces démersales n'ont malheureusement pas fait l'objet d'études détaillées dans le golfe Saint-Laurent. L'étendue des variations spatiales et temporelles de la prédation par les poissons devrait être investiguée plus en profondeur dans l'ensemble de l'aire géographique fréquentée par le homard (Hanson et Lanteigne, 2000).

Les phoques sont parfois considérés comme d'importants prédateurs des homards. Le nombre de homards trouvés dans les estomacs de phoques gris et de phoques du Groenland dans le golfe du Saint-Laurent serait cependant négligeable (Beck *et al.*, 1993; Benoit et Bowen, 1990; CCRH, 1995). Par contre, l'alimentation des phoques varierait beaucoup selon les saisons et les endroits, ce qui pourrait, dans une certaine mesure, expliquer l'absence de homard dans les estomacs examinés (Gendron et Fradette, 1995).

La prédation peut aussi influencer de façon indirecte la dynamique des populations de homard. En présence d'un prédateur, une proie peut modifier son comportement alimentaire, social et son utilisation de l'habitat (Krebs et Davies, 1993). Chez le homard, la minimisation des risques de prédation semble être favorisée aux dépens des considérations énergétiques. Des études ont révélé qu'en présence d'un prédateur, les homards passent moins de temps à s'alimenter, ingèrent moins de calories et ont des taux de croissance plus faibles (Cobb, 1995; Spanier *et al.*, 1998). De même, la capturabilité

pourrait être plus faible quand les prédateurs sont abondants (Cobb, 1995). La présence de compétiteurs peut également avoir des conséquences importantes pour la survie du homard (Cobb, 1995). Ainsi, la mortalité naturelle à un endroit ne dépendrait pas uniquement de la densité de prédateurs mais de la densité de prédateurs et de compétiteurs combinés.

Maladies et parasitisme

Le rôle et la prévalence des maladies et du parasitisme dans les populations naturelles sont peu connus. Ces processus densité-dépendants pourraient être des mécanismes de régulation particulièrement importants lorsque les densités de homards sont élevées (Fogarty, 1995).

Sur la côte est des États-Unis, les populations exploitées ont subi quelques événements de mortalité massive vers la fin des années 1990 et au début des années 2000. Un protozoaire parasite (*paramibe*) s'attaquant au système nerveux de même que certaines espèces de bactérie *Vibrio sp.* auraient été potentiellement impliqués dans ces événements (Connecticut Sea Grant, 2000). De plus, une maladie de carapace, causée par un groupe d'une trentaine de bactéries, a fait son apparition vers la fin des années 1990. Elle touchait, en 2002, jusqu'à 25 à 70 % des individus dans les eaux côtières du Rhode Island, du Connecticut et du Massachussetts (Lavallée, 2002). À ce jour, seulement quelques cas isolés de cette maladie ont été recensés dans les eaux canadiennes.

L'abondance et la prévalence des parasites dans les provinces Maritimes ont été étudiées par le passé, sur des homards capturés à l'aide de casiers (Bratney et Campbell, 1985). Quelques espèces ont été identifiées, dont une seule était potentiellement mortelle.

Les effets des maladies et du parasitisme sur la capturabilité sont toutefois inconnus et il est probable que d'autres maladies ou parasites diminuant la capturabilité du homard soient présents ou fassent leur apparition.

Conditions climatiques et hydrodynamiques extrêmes

Les fortes tempêtes peuvent entraîner une diminution rapide des salinités et des changements marqués de température qui peuvent induire un déplacement des homards et/ou la mort des individus (Cooper *et al.*, 1975; Ennis, 1984a; Jury *et al.*, 1995). En régions côtières, l'arrivée des tempêtes d'automne est généralement impliquée dans le mouvement saisonnier des homards vers les eaux plus profondes (Cooper *et al.*, 1975; Ennis, 1984a; Lawton et Lavalli, 1995). Cependant, lorsque la couche d'eau douce de surface atteint subitement les profondeurs des abris, la forte baisse de salinité peut entraîner la mort des individus (Jury *et al.*, 1995; Thomas, 1968; Thomas et White, 1969). Après des événements particulièrement sévères, des centaines, voire même des milliers, de homards morts ont été retrouvés échoués sur les plages du Nouveau Brunswick et de l'Île du Prince-Édouard ((Prince, 1897; D. J. Scarratt et C. Hudon comm. pers.) cités par Drinkwater *et al.*, 1991; Maynard et Chiasson, 1988). Toutefois, rien n'indique que ces événements ont des effets durables sur les populations (Harding, 1992). La capacité osmorégulatrice des homards étant limitée et variable selon le stade de mue et la température de l'eau, les tempêtes estivales sont plus susceptibles d'entraîner des changements létaux de salinité et de température (Jury *et al.*, 1995). Par ailleurs, il semble que la fonte des glaces au

printemps puisse être à l'origine de mortalité dans l'embouchure de certains estuaires de l'Île du Prince-Édouard et de Terre-Neuve (Harding, 1992).

1.3.3.4 Capacité de support

La capacité de support d'un environnement est liée, entre autres choses, à la disponibilité des ressources, dont la nourriture et les abris (Bologna et Steneck, 1993). De plus, la capacité de support d'un habitat varie en fonction des changements ontogéniques liés à la taille des homards (Steneck *et al.*, 1991). Certains auteurs ont introduit le concept de « goulot démographique » imposé par l'habitat sur les phases cryptiques et les juvéniles (Caddy, 1986; Wahle et Steneck, 1991).

Pour le homard, la disponibilité des abris peut être un facteur limitant contrôlant les densités de populations locales (Cobb, 1970; Cooper et Uzmann, 1980; Garnick, 1989; Steneck *et al.*, 1991; Wahle, 1992, 1993). Les facteurs environnementaux modifiant la distribution du homard (effets de concentration et de dispersion) peuvent affecter la capacité de support de l'environnement à petite échelle (Bologna et Steneck, 1993). À titre d'exemple, des changements dans l'abondance des algues dans les habitats rocheux peuvent influencer la distribution locale des homards. Dans cette optique, il semble important de différencier les facteurs influençant l'ensemble de la population, et donc les rendements à la pêche, tels des changements majeurs au niveau de l'habitat, de ceux qui concentrent simplement les individus en un endroit, telle la disponibilité des abris (Bologna et Steneck, 1993).

1.3.4 Rôle dans la communauté

Bien que le homard d'Amérique soit un membre important de la macrofaune côtière de l'Atlantique Nord-Ouest, son rôle exact dans la communauté benthique et ses interactions avec les diverses espèces de poissons et d'invertébrés demeurent méconnus (Cooper et Uzmann, 1980; Lawton et Lavalli, 1995). Des études ont cependant démontré que le homard est l'un des prédateurs benthiques qui influence la structure des communautés (Bernstein *et al.*, 1981; Ojeda et Dearborn, 1990, 1991; Siddon et Witman, 2004). Les interactions des homards juvéniles et adultes avec différentes espèces de crabe ont été principalement étudiées dans le contexte des relations interspécifiques de compétition et de prédation (Barshaw *et al.*, 1994; Barshaw et Lavalli, 1988; Cobb *et al.*, 1986; Hudon et Lamarche, 1989; Richards et Cobb, 1986; Wahle et Steneck, 1992). Les interrelations complexes des homards avec les oursins et les lamineuses ont également été étudiées mais sont encore mal comprises (Garnick, 1989; Mann et Breen, 1972; Miller, 1985; Wharton et Mann, 1981).

1.3.5 Gestion, exploitation et conservation

Peu après ses débuts, la pêche au homard a fait l'objet de bon nombre de mesures de gestion qui, tant du point de vue des scientifiques que de celui de l'industrie, ont été favorables à la conservation (CCRH, 1995). Elle est l'une des pêches qui a été le plus réglementée au Canada, la réglementation ayant été fortement influencée par les caractéristiques biologiques de l'espèce.

Les problèmes associés à la surexploitation du homard ne datent pas d'hier. Cependant, une relation inverse entre la pression de pêche et les débarquements est difficile à établir de façon satisfaisante (Harding *et al.*, 1983). Les estimations de mortalité par la pêche sont souvent fragmentaires et les indicateurs d'effort de pêche employés dans la pêcherie de homard, tel le nombre de casiers, sont plus ou moins fiables dans le temps en raison des innovations technologiques qui affectent leur efficacité relative (Harding *et al.*, 1983; Robinson, 1979; Rutherford *et al.*, 1967).

La pêche fantôme par les engins perdus ou abandonnés pourrait être une menace importante pour le homard. Bon nombre d'engins de pêche de toutes sortes sont perdus ou abandonnés annuellement. Ceux-ci peuvent capturer une variété d'espèces benthiques, et ce, durant plusieurs années (Laist, 1995; Matsuoka *et al.*, 2005). Une fois pris au piège de ces engins, les homards peuvent difficilement s'échapper. Ils deviennent vulnérables aux prédateurs et/ou meurent de faim, à la suite de blessures ou encore de changements environnementaux. L'ingestion de débris d'engins pourrait également causer la mort en endommageant le système digestif (Laist, 1995).

Par le passé, étant donné l'espacement du grillage et le fait que les casiers étaient en partie fabriqués de matériel biodégradable, les effets de la pêche fantôme par les casiers sur le homard étaient probablement négligeables (Elner, 1980). Beaucoup de casiers d'aujourd'hui sont faits de matériel robuste et ont une structure rigide, ce qui signifie qu'ils pourraient maintenir leur efficacité de capture plus longtemps que d'autres engins tels que les filets (Jennings et Kaiser, 1998; Bullimore *et al.*, 2001). Par contre, depuis une dizaine

d'années au Canada, tous les casiers sont obligatoirement munis de panneaux biodégradables afin de limiter la pêche fantôme.

Le braconnage constitue une autre menace qui pèse actuellement sur les populations de homards. Étant donné la grande valeur économique du homard, certains pêcheurs peuvent être tentés de pêcher illégalement en dehors des zones et des périodes de pêche. Des différences au niveau des tailles minimales de capture entre zones de pêche adjacentes pourraient également favoriser ce phénomène.

1.3.6 Caractéristiques spécifiques du homard de la baie des Chaleurs

1.3.6.1 Études antérieures et connaissances actuelles

Dès le début du 20^e siècle, des recherches effectuées par Herrick (1895, 1911) et Templeman (1933a, 1933b, 1934, 1935, 1936a, 1936b, 1937a, 1937b, 1939, 1940a, 1940b, 1940c) sur la biologie du homard ont révélé qu'il existait des différences locales imputables aux conditions hydrographiques (Tremblay *et al.*, 1941).

Entre 1939 et 1947, Corriveau et Tremblay (1948) de même que Tremblay *et al.* (1941) ont effectué des campagnes de pêche expérimentale dans la baie des Chaleurs, principalement dans le secteur de Grande-Rivière (Qc). Ces pêches ont permis, entre autres, de documenter la mue, la croissance, le cycle de reproduction, la composition des captures, la migration et le repeuplement des divers secteurs, les fluctuations de la pêche de même que celles des populations immatures. Ces travaux ont amené ces auteurs à affirmer que, de par certains traits de sa biologie, le homard de la baie des Chaleurs diffère de celui des

autres régions du golfe, entre autres au niveau de la croissance (relation longueur poids), du moment de la mue et de la durée d'incubation. De façon générale, la mue et la ponte se produiraient plus tard que dans le sud du golfe, la durée d'incubation serait plus longue d'environ un mois et la croissance serait plus lente.

Corrivault et Tremblay (1948) ont mis en évidence une variation appréciable de la taille moyenne des homards suivant leur sexe et leur provenance et cette variation suivait une gradation d'ouest en est sur le littoral gaspésien. La taille moyenne des homards croissait d'ouest en est, de 2 à 3 cm (longueur totale), depuis Saint-Godefroi jusqu'à Percé (Cap Blanc). À Saint-Godefroi, la taille moyenne des femelles était supérieure à celle des mâles. Cette supériorité était bien prononcée à l'extrémité ouest mais tendait à se niveler en allant vers l'est, si bien qu'à Grande-Rivière, la taille des femelles égalait celle des mâles. Malgré l'existence de ces fluctuations, Corrivault et Tremblay (1948) ne concluaient pas à l'existence de populations hétérogènes, c.-à.-d. sédentaires dans chaque localité. Plusieurs hypothèses étaient invoquées afin d'expliquer l'existence de populations adultes, aux endroits où les immatures étaient très rares, dont celle d'une migration lente des populations jeunes de l'ouest vers l'est.

Selon Tremblay *et al.* (1941), il y aurait une seule période de mue chez les homards de Grande-Rivière et elle aurait lieu en août. Sur la rive sud de la baie des Chaleurs, la mue a généralement lieu entre le début de juillet et la mi-septembre (Comeau et Savoie, 2001). Au nord-est du Nouveau-Brunswick (incluant la rive sud de la baie des Chaleurs), une petite proportion des individus de taille inférieure à 75 mm (1,2 à 8,4 % selon les sites)

n'effectuerait pas de mue annuelle (Comeau et Savoie, 2001). À l'opposé, certains individus pourraient effectuer deux mues dans la même année, mais ce phénomène est beaucoup plus rare. De plus, il semble qu'il n'y ait pas vraiment de relation entre l'accroissement de taille et la longueur de carapace (Comeau et Savoie, 2001).

L'accouplement aurait lieu en août au moment de la mue des femelles et la ponte s'effectuerait un an plus tard entre le 15 juillet et le 15 août, pour une durée d'incubation d'environ 12 mois (Tremblay *et al.*, 1941). Les larves éclosaient entre le 1er juillet et le 15 août de l'année suivante, suivant l'échauffement des eaux au printemps (Corrivault et Tremblay, 1948; Tremblay *et al.*, 1941). Sur une période de huit ans (1939-1947) Corrivault et Tremblay (1948) ont mis en évidence des fluctuations annuelles d'exuviation qui semblaient indiquer l'existence de cycles. Le taux de femelles oeuvées dans les captures présentait lui aussi des variations annuelles qui semblaient suivre des cycles de même durée. Ces phénomènes cycliques pourraient se raccorder à des cycles correspondant au succès relatif de la reproduction. Selon ces auteurs, le cycle de reproduction des femelles serait d'au moins trois ans dans les régions où la température de l'eau est relativement basse, comme dans le secteur de Grande-Rivière.

Au Québec, la plupart des études récentes ont porté sur la biologie du homard des Îles de la Madeleine. Les connaissances actuelles se rapportant spécifiquement au homard de la baie des Chaleurs sont ainsi plutôt limitées et les données récentes disponibles proviennent essentiellement des suivis effectués par le MPO, responsable de la gestion des stocks. Les travaux scientifiques actuels comprennent la surveillance continue de la pêche (statistiques

de pêche et échantillonnage en mer) et le travail en collaboration avec l'industrie (pêcheurs-repères et projets spéciaux). Actuellement, des indicateurs démographiques et d'abondance des populations de homards sont calculés annuellement à partir de données provenant de diverses sources : statistiques officielles, échantillonnage des captures commerciales en mer, pêcheurs-repères (Gendron et Savard, 2003). Il est à noter que pour la plupart des stocks de homard, les débarquements annuels sont considérés comme étant des estimations valables de l'abondance, puisque l'effort de pêche nominal est constant et que les taux d'exploitation sont élevés, excédant 85 % à plusieurs endroits (Fogarty, 1995; Miller, 1995b).

Malgré les études et les données récoltées annuellement, la biomasse absolue des homards se trouvant sur les fonds de la baie des Chaleurs est difficile à quantifier. L'impossibilité de déterminer l'âge des homards rend difficile l'élaboration de modèles de dynamique des populations, comme ceux actuellement utilisés pour les poissons de fond (CCRH, 1995).

1.3.6.2 Pêche et exploitation

La pêche du homard est une pêche côtière à engins fixes faite à partir de petits bateaux, pour la plupart de moins de 10,7 m de longueur (Sirois, 2003). En Gaspésie, elle est essentiellement pratiquée au printemps (de la fin d'avril au début de juillet), durant dix semaines. On compte près de 200 pêcheurs de homard actifs répartis dans deux zones de pêche au sud de la Gaspésie (zones 20 et 21). Ces zones sont divisées en plusieurs sous-

zones (Fig. 1), afin que l'effort de pêche soit réparti sur l'ensemble du territoire et non seulement dans les endroits les plus productifs (Gendron et Savard, 2003).

Le nombre de casiers a été limité à 250 vers la fin des années 1970, puis abaissé à 235 en 2006. La taille des casiers est également réglementée (92 cm x 61 cm x 50 cm). Afin de réduire la capture de homards de taille non commerciale, la présence d'évents d'échappement sur les casiers est obligatoire depuis 1994. À partir de 1997, la taille minimale de capture a été augmentée à raison de 1 à 2 mm à tous les un ou deux ans, passant ainsi de 76 mm entre 1957 et 1996, à 82 mm en 2004.

Les taux d'exploitation, définis comme étant la proportion du stock exploitable de homard prélevée chaque année par la pêche, sont élevés et dépassent largement les taux de mortalité naturelle. Pour les mâles de taille commerciale dans la zone 20, ce taux atteignait 86,5 % en 2004 (moyenne de 74,5 % entre 1986 et 2004) (MPO, 2006b).

Suite à l'augmentation de la taille minimale de capture dans le sud de la Gaspésie, la taille moyenne et le poids des homards capturés se sont accrus et la mortalité par la pêche de l'ensemble de la population a diminué (MPO, 2006b). Malgré cela, les taux d'exploitation mesurés sur la fraction commerciale sont en hausse constante. Dans la baie des Chaleurs, la très grande variabilité observée au niveau de la productivité et des rendements moyens montre bien l'importante hétérogénéité des populations locales. Ces populations ne peuvent probablement pas subir les mêmes pressions de pêche sans qu'il n'y ait de conséquences tangibles sur les rendements.

Il existe une différence appréciable dans la taille minimale de capture autorisée d'une rive à l'autre de la baie des Chaleurs. Puisque la taille minimale est moindre sur la rive sud (70 mm LC), des homards de taille illégale peuvent être capturés sur la rive nord afin d'être vendus au Nouveau Brunswick. L'importance du braconnage demeure inconnue mais les effets sur la pêcherie de homard de Saint-Godefroi pourraient être très néfastes.

En 2003, la pression de pêche dans le secteur de Saint-Godefroi était très élevée : 20 pêcheurs se partageaient le territoire, pour un total de 5000 casiers répartis sur une dizaine de kilomètres de côte. Elle a légèrement diminué depuis (17 pêcheurs en 2005), mais il n'en demeure pas moins qu'elle est toujours élevée.

1.3.6.3 Hétérogénéité dans la productivité et les rendements

Des variations spatiales dans la productivité de homard d'un secteur à l'autre dans le golfe du Saint-Laurent, au sud de la Nouvelle-Écosse et dans la baie de Fundy ont déjà été documentées (Harding *et al.*, 1983; Hudon, 1994; Hudon *et al.*, 1991; Miller, 1997). Dans le cadre de cette étude, afin de vérifier si de telles variations existent également sur la rive nord de la baie des Chaleurs, un indice de production de homard par unité de surface a été mis au point en divisant les débarquements annuels par la superficie « exploitable » (0-18 m) de chacune des sous-zones de pêche de la rive sud de la Gaspésie.

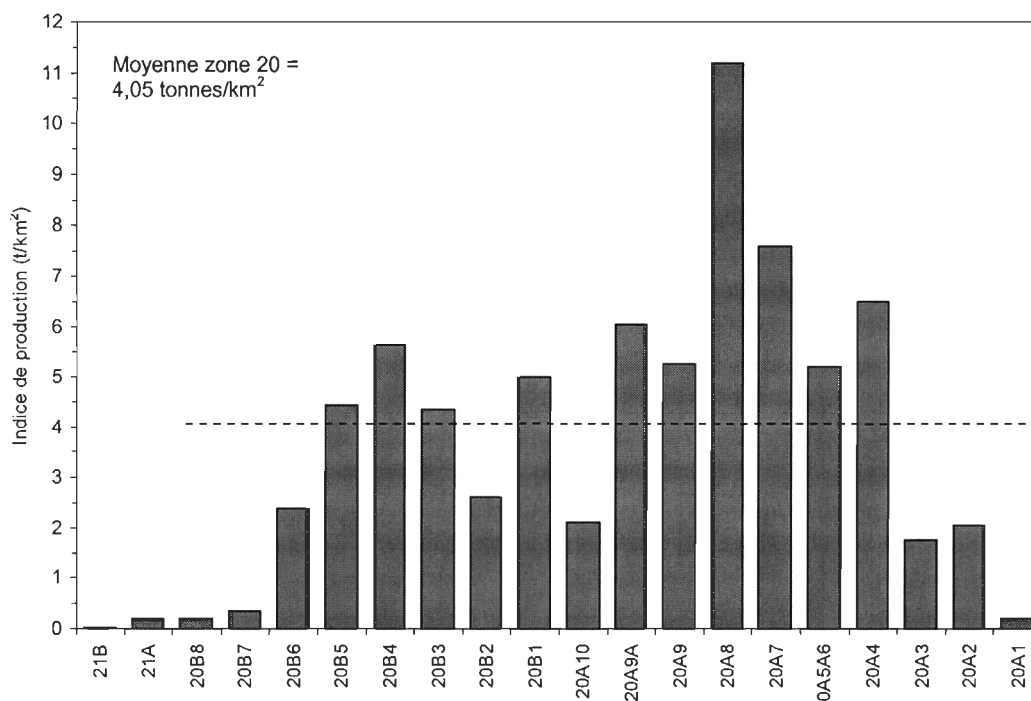
Cet indice de production et les rendements moyens par pêcheur varient d'une sous-zone à l'autre (Fig. 3). De façon générale, à l'extrémité ouest de la baie des Chaleurs et à l'extrémité est de la péninsule, l'indice de production et les rendements sont plus faibles qu'au centre et à l'est. C'est à l'embouchure de la baie (sous-zones 20 A4, A7, A8 et A9A)

que les rendements et les productivités sont les plus élevés, même si dans certaines sous-zones de ce secteur, la densité de pêcheurs est plutôt élevée, avoisinant deux par km^2 (20 A7 et A8). À l’opposé, les densités de pêcheurs et la productivité sont très faibles dans les sous-zones 21B, 21A, 20B8, 20B7 et 20A1. Par ailleurs, il semble que certains secteurs soient caractérisés par une abondance de gros individus (21A et 21B) alors que d’autres montrent plutôt une abondance de petits individus (MPO, 2006b).

Entre 2003 et 2005, le secteur de Saint-Godefroi était caractérisé par des rendements et un indice de production moyen (2,14 t/pêcheur et 2,39 t/ km^2) presque deux fois inférieurs à la moyenne de la zone 20 (3,81 t/pêcheur et 4,05 t/ km^2). La densité de pêcheurs (1,12/ km^2) y est légèrement plus élevée que la moyenne pour la zone 20 (0,99/ km^2).

Plusieurs facteurs physiques et biologiques pourraient être à l’origine de ces différences spatiales. Le niveau de production d’œufs, la croissance et la survie larvaire, les conditions hydrodynamiques affectant l’approvisionnement en postlarves et la qualité de l’habitat benthique pourraient notamment expliquer les différences observées dans la baie des Chaleurs.

A.



B.

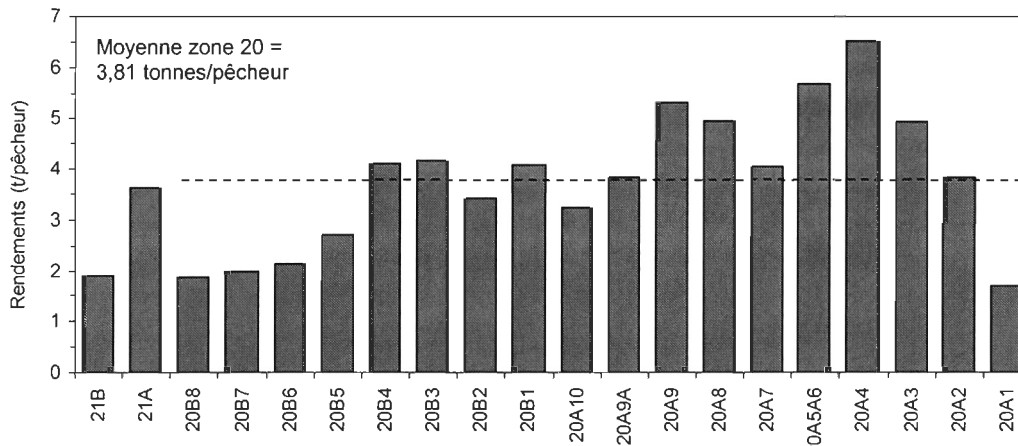


Figure 3. A. Indice de production moyen calculé pour chacune des sous-zones de la rive nord de la baie des Chaleurs entre 2003 et 2005. B. Rendements moyens par pêcheur entre 2003 et 2005. Le trait pointillé présente la moyenne calculée pour la zone 20. Indice de production moyen calculé pour la superficie « exploitable » entre 0 et 10 brasses (18 m), évalué à l'aide du logiciel ArcView 3,2 à partir des courbes bathymétriques des cartes marines du Service Hydrographique du Canada (#4485 et 4486). Voir figure 1 pour l'emplacement des zones de pêche.



CHAPITRE 2

Caractéristiques de la population de homard de Saint-Godefroi :

composition, distribution et déplacements saisonniers

Dans le passé, plusieurs études ont été effectuées afin d'étudier les déplacements saisonniers¹ du homard, et ce, dans presque toute son aire de distribution. Il est généralement reconnu que le homard effectue des déplacements, d'ampleur variable, vers des eaux plus profondes à l'automne et moins profondes au printemps et au début de l'été (Bergeron, 1967; Corriveau et Tremblay, 1948; Ennis, 1984a; Munro et Therriault, 1983).

L'augmentation des températures au printemps amène une augmentation de l'activité et la réinstallation dans les abris en eaux peu profondes. En été, les déplacements sont généralement restreints entre 5 et 20 m de profondeur, limités par la forte thermocline (Ennis, 1984a). En automne, la turbulence en eaux peu profondes, induite par les vents forts, et le mélange des eaux en résultant entraîneraient le mouvement du homard vers les eaux plus profondes, plus salées et plus calmes (Ennis, 1983a, 1984a). Bien que les températures soient plus homogènes durant l'hiver, elles sont très basses et le homard, inactif, demeure à la même profondeur (Ennis, 1984a).

¹ L'appellation migrations saisonnières est souvent utilisée pour désigner les déplacements saisonniers du large vers la côte au printemps et de la côte vers le large à l'automne. Le terme déplacements saisonniers a ici été préféré afin d'éviter toute confusion avec les déplacements d'un secteur de pêche à l'autre (plutôt parallèles à la côte), présentés dans le chapitre suivant, qui résultent en des phénomènes d'émigration et d'immigration des homards d'une zone de pêche à l'autre.

Il existe des variations importantes dans les déplacements effectués, selon les secteurs côtiers (Ennis, 1984a). Ainsi, sur toute l'aire géographique occupée par le homard, on observe des déplacements saisonniers plus ou moins prononcés, reliés à la profondeur et à la topographie locale, des déplacements aller-retour de la côte vers le large ou une diffusion vers le large (Campbell, 1990; Campbell et Stasko, 1986). L'échelle des déplacements saisonniers vers les profondeurs pourrait être associée au besoin d'optimiser, sur une base annuelle, les avantages thermiques pour la mue, la croissance et la reproduction (Campbell, 1986; Campbell et Stasko, 1986; Cooper et Uzmann, 1980). Dans les milieux estuariens, ces mouvements pourraient également refléter une adaptation comportementale évolutive permettant d'éviter les faibles salinités printanières (Jury *et al.*, 1994). De façon générale, les femelles se déplaceraient en eaux profondes plus tôt que les mâles (Campbell et Stasko, 1986; Robichaud et Campbell, 1991; Roddick et Miller, 1992).

2.1 Déplacements saisonniers dans la baie des Chaleurs

Les déplacements saisonniers des homards sont depuis longtemps connus des pêcheurs de la baie des Chaleurs. Dans la région de Grande-Rivière, des campagnes de pêche expérimentale effectuées tôt le printemps et tard à l'automne par Corriveau et Tremblay (1948) ont permis de mettre en évidence ce phénomène. Les homards s'approchaient sensiblement du rivage, dès le début de la saison de pêche, y séjournaient durant l'été, à des profondeurs de trois à quatre brasses (5,5 à 7,3 m), puis rebroussaient chemin au début de l'automne. En septembre, les captures étaient plus abondantes à six brasses (11,0 m) qu'à quatre brasses (7,3 m).

Plus récemment, dans le secteur de Caraquet sur la rive sud de la baie des Chaleurs, des relevés effectués au chalut à des profondeurs de 40 m ont révélé la présence de homards à la mi-mai, à la fin d'octobre et en novembre mais non entre juin et le début d'octobre (Comeau et Savoie, 2002). De plus, durant la saison de pêche (30 avril au 30 juin), les homards sont capturés à des profondeurs inférieures à 20 m. Ceci suggère que le homard effectue également des déplacements saisonniers sur la rive sud de la baie des Chaleurs.

2.2 Objectifs spécifiques

La première partie de cette étude avait pour objectif de décrire la population de homard de Saint-Godefroi (Québec, Canada) et d'en déterminer la distribution saisonnière. Plus spécifiquement, les objectifs étaient de :

1. Déterminer, par le biais de campagnes de pêche expérimentale, l'abondance et la composition des captures, à quatre moments différents de l'année, après la saison de pêche, afin d'obtenir un profil saisonnier de la population de homards prérecrues et commerciaux (soit ≥ 60 mm environ).
2. Évaluer l'ampleur des déplacements saisonniers de la côte vers le large et le moment où ceux-ci se produisent, en comparant les abondances relatives à différentes profondeurs.
3. Dégager certaines tendances quant à l'utilisation du secteur par le homard.

La détermination de l'ampleur et du moment des déplacements saisonniers est d'une grande importance dans un contexte de chevauchement des pêcheries, comme c'est le cas à Saint-Godefroi, où les activités de pêche au pétoncle se pratiquent sur des fonds

potentiellement fréquentés par le homard. Il sera question de ce chevauchement dans le chapitre 4.

2.3 Matériel et Méthode

2.3.1 Échantillonnage

L'étude a été réalisée dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone 20B6), sur la rive nord de la baie des Chaleurs (Fig. 1). Afin d'évaluer l'abondance et la distribution saisonnière du homard, six campagnes de pêche expérimentale à l'aide de casiers ont été effectuées entre la fin de juin et la fin d'octobre, en 2002 et 2003 (Tab. I). Les stations échantillonnées en 2002 couvraient un secteur d'environ 18 km² alors qu'en 2003, le secteur d'étude a été étendu vers l'ouest et vers le large pour couvrir environ 45 km² (Fig. 4).

Les stations ont été classées par strates de profondeur : 0-10 m, 10-18 m, 18-27 m, 27-40 m et plus de 40 m. Les profondeurs des strates ont été définies en fonction des stations échantillonnées et de la réglementation sur la pêche au pétoncle, celle-ci étant interdite à moins de 18 m de profondeur en été et à moins de 27 m à l'automne (chapitre 4).

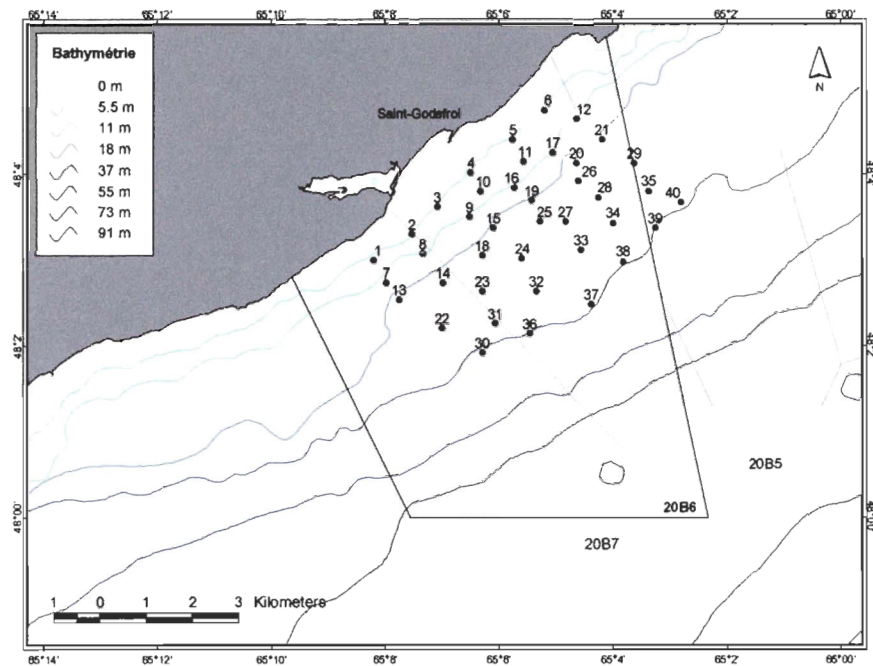
En 2002, deux campagnes de pêche expérimentale ont été réalisées avec la collaboration d'un pêcheur de homard de la zone d'étude. La première campagne a eu lieu immédiatement après la saison de pêche commerciale, soit entre le 30 juin et le 4 juillet, et la seconde, à l'automne, entre le 28 et le 30 octobre.

Tableau I. Description des campagnes de pêche expérimentale ainsi que des missions d'échantillonnage réalisées en 2002 et 2003 dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone de pêche 20B6), baie des Chaleurs (Qc).

Date	Objectif	Engins ou appareils utilisés	Nombre de stations échantillonnées par strate de profondeur				
			0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m	Plus de 40 m
30 juin au 4 juillet 2002	Campagne de pêche expérimentale	* Filières de 8 casiers/station	9	8	11	12	0
28 au 30 octobre 2002	Campagne de pêche expérimentale	* Filières de 8 casiers/station	9	8	11	12	0
6 au 8 juillet 2003	Campagne de pêche expérimentale	* Filières de 7 casiers/station	7	5	7	6	8
10 au 13 août 2003	Campagne de pêche expérimentale	* Filières de 7 casiers/station	7	6	8	6	15
22 au 25 septembre 2003	Campagne de pêche expérimentale	* Filières de 7 casiers/station	7	6	8	6	15
26 au 30 octobre 2003	Campagne de pêche expérimentale	* Filières de 7 casiers/station	7	6	8	6	15
30 juillet, 20 et 21 août 2003	Récolte de sédiments	Benne Shipek	2	6	9	7	14
17 au 19 août 2003	Photographie sous-marine	Appareil photo numérique	7	7	9	6	15

*Casiers métalliques (92 x 61 x 50 cm) équipés de bouche-évents

A.



B.

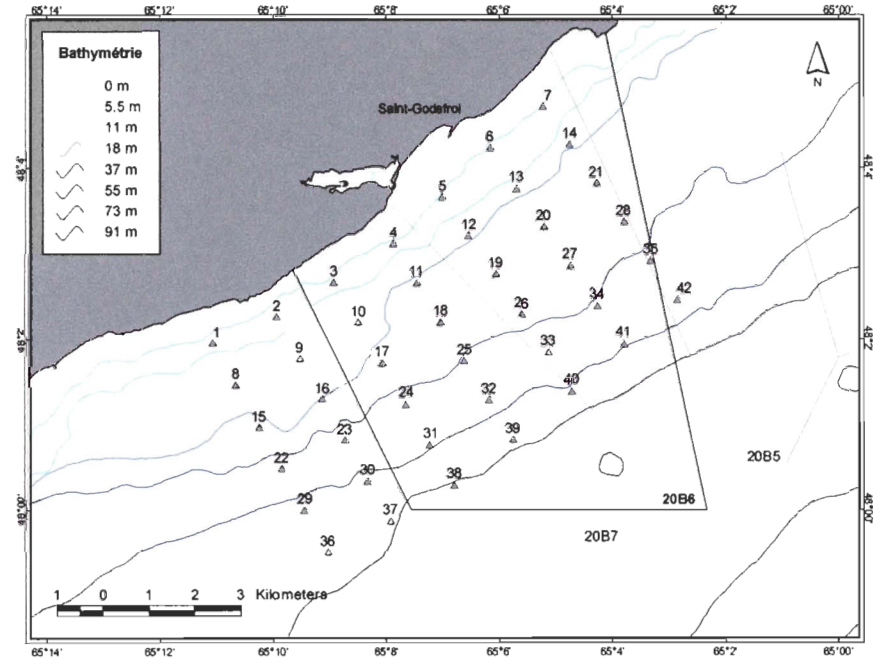


Figure 4. Localisation et identification des stations échantillonnées lors des campagnes de pêche expérimentale dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone 20B6). Stations échantillonnées en 2002 (A) et en 2003 (B).

L'abondance du homard a été évaluée sur 40 stations fixes, réparties sur une distance d'environ 5 km parallèlement à la côte et de 3,5 km vers le large, à des profondeurs variant entre 3 et 40 m (Fig. 4A). Huit casiers rectangulaires en métal, de 92 x 61 x 50 cm, équipés de bouche-évents, ont été mouillés en filière à chacune des stations d'échantillonnage. Les bouche-évents permettent la retenue des prérecrues mesurant une cinquantaine de mm dans les casiers, alors qu'en l'absence de bouche-évents, seuls les individus mesurant environ plus de 70 mm sont retenus. Les casiers, appâtés avec du hareng (*Clupea harengus*) ou du maquereau (*Scomber scombrus*) décongelés, ont été immergés durant environ 24 heures. Les individus capturés ont été mesurés (longueur de carapace (LC) en mm, de la base du pédoncule oculaire jusqu'à la marge postérieure de la carapace, parallèle à la ligne médio-dorsale) et sexés avant d'être remis à l'eau, à l'endroit approximatif de leur capture.

En 2003, quatre campagnes de pêche expérimentale ont été effectuées, également avec la collaboration d'un pêcheur de homard. Ces campagnes ont eu lieu environ aux cinq semaines : du 6 au 8 juillet, soit immédiatement après la saison de pêche commerciale, du 10 au 13 août, du 22 au 25 septembre ainsi que du 26 au 30 octobre. Quarante-deux stations réparties régulièrement sur une distance de 9 km le long de la côte et de 5 km vers le large (7 x 6 stations), à des profondeurs variant entre 6 et 75 m (Fig. 4B) ont été échantillonnées. La méthode de capture était la même qu'en 2002, sauf pour le nombre de casiers par filière qui était de sept au lieu de huit.

2.3.2 Analyse des résultats

Les résultats des campagnes de pêche expérimentale ont été cartographiés à l'aide du logiciel de traitement d'information géographique ArcView GIS 3.2a. Des cartes présentant les abondances observées, en nombre de homards, lors des campagnes de pêche expérimentale ont permis de localiser le homard à différents moments de l'année, dans la zone d'étude, en fonction de la profondeur. Il est à noter que les isobathes des cartes présentées ont été tracées d'après les isobathes des cartes marines du Service Hydrographique du Canada (SHC) et ne correspondent pas aux strates de profondeur retenues pour les analyses.

Afin d'effectuer les analyses statistiques, les rendements moyens (en nombre total de homards par casier) ont été estimés pour chacune des stations, en faisant la moyenne des rendements obtenus des sept ou huit casiers de la filière. Ainsi chaque station a été considérée comme étant une unité indépendante d'échantillonnage. Les rendements moyens ont également été calculés séparément pour les mâles et les femelles de taille commerciale, l'ensemble des homards de taille commerciale (≥ 81 mm LC) (excluant les femelles oeuvées), les prérecrues (< 81 mm LC) et les femelles oeuvées.

Dans le but de simplifier l'analyse, aucune correction n'a été appliquée dans les cas où les temps de mouillage étaient plus longs qu'une journée (25 à 47 heures). À l'instar de (Drinkwater *et al.*, 2006), les incertitudes liées à l'effet des vents et des temps de mouillage sur les captures n'ont pas été prises en compte dans le cadre de cette étude.

Les analyses ont été effectuées séparément pour les deux années, étant donné que le nombre de stations par strate de profondeur et que la couverture spatiale étaient différents d'une année à l'autre, et ce, afin de conserver le plus d'information possible. Seuls les rendements des strates 0-10 m, 10-18 m, 18-27 m et 27-40 m ont été inclus dans les analyses. Les rendements de la strate 40 m et plus, échantillonnée seulement en 2003, étaient toujours nuls, peu importe la période d'échantillonnage.

Le nombre de stations échantillonnées par strate ou période d'échantillonnage n'a pas toujours été constant (Tab. I). Afin d'équilibrer l'analyse, le nombre de stations échantillonnées pour chaque combinaison de période et de strate de profondeur a été ramené à huit en 2002 et à six en 2003. Ainsi, entre une et quatre stations par période et strate de profondeur ont été aléatoirement exclues des analyses. Dans un cas, soit pour la strate 10-18 m de juillet 2003, le nombre de réplicats a été augmenté à six en ajoutant une valeur, soit la moyenne des cinq autres observations.

Des analyses de variance (ANOVAs à deux critères de classification) ont été effectuées, à l'aide du logiciel GMAV5, afin de comparer les rendements moyens des différentes catégories de homards. Lorsque des différences significatives étaient observées dans le modèle général, un test de comparaison multiple de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1997) était effectué *a posteriori* afin d'identifier les différences. Le niveau de significativité α a été fixé à 0,05. À moins d'indication contraire dans le texte, toutes les différences entre paires de moyennes déclarées significatives par le test de comparaison multiple de SNK le sont au seuil $p < 0,01$.

Les postulats de normalité et d'homogénéité des variances ont été validés de façon graphique (Scherrer 1984). Les données de 2002 n'ont subi aucune transformation alors que celles de 2003 ont été transformées de façon logarithmique ($\ln x + s$) (s étant l'écart-type associé aux rendements moyens, pour l'ensemble des strates, de chacune des catégories de homard). Il est à noter que pour plusieurs combinaisons de strate de profondeur et période d'échantillonnage, les rendements de 2003 étaient nuls. Or il semblerait qu'en présence d'un grand nombre de zéros, la transformation $\log(n + \text{constante})$ puisse biaiser les résultats en entraînant notamment une sous-estimation de la variance (McArdle *et al.*, 1990). Toutefois, il n'y a pas de transformation connue qui puisse corriger pour la présence de zéros (McArdle *et al.*, 1990).

2.4 Résultats

2.4.1 Abondance et composition des captures

2.4.1.1 Nombre total d'individus capturés

Année 2002

En juillet, un total de 405 homards ont été capturés assez près de la côte, entre 3 et 25 m de profondeur (Fig. 5A). De ce nombre, seulement 20 homards (4,9 %) étaient de taille commerciale et la moitié des individus (50,4 %) étaient des mâles. Trente et une femelles oeuvées ont été capturées.

En octobre, les homards semblaient s'être déplacés vers le large. Plus du double de homards, soit 965, ont été capturés entre 3 et 40 m de profondeur (Fig. 5B). Plus de la moitié des individus, soit 486 (50,4 %), étaient de taille commerciale. La proportion de mâles était plus élevée qu'en juillet, alors que le nombre de femelles oeuvées était moindre (17).

Année 2003

En juillet, un total de 159 homards ont été capturés entre 5 et 10 m de profondeur (Fig. 6A). Les proportions de prérecrues et d'individus de taille commerciale (5,7 %), tout comme celles de mâles (51,6 %), de femelles et de femelles oeuvées étaient semblables à celles observées en juillet 2002. Il est à noter que neuf stations, dont six situées à plus de 40 mètres de profondeur, sur les 42 initialement prévues n'ont pu être échantillonnées.

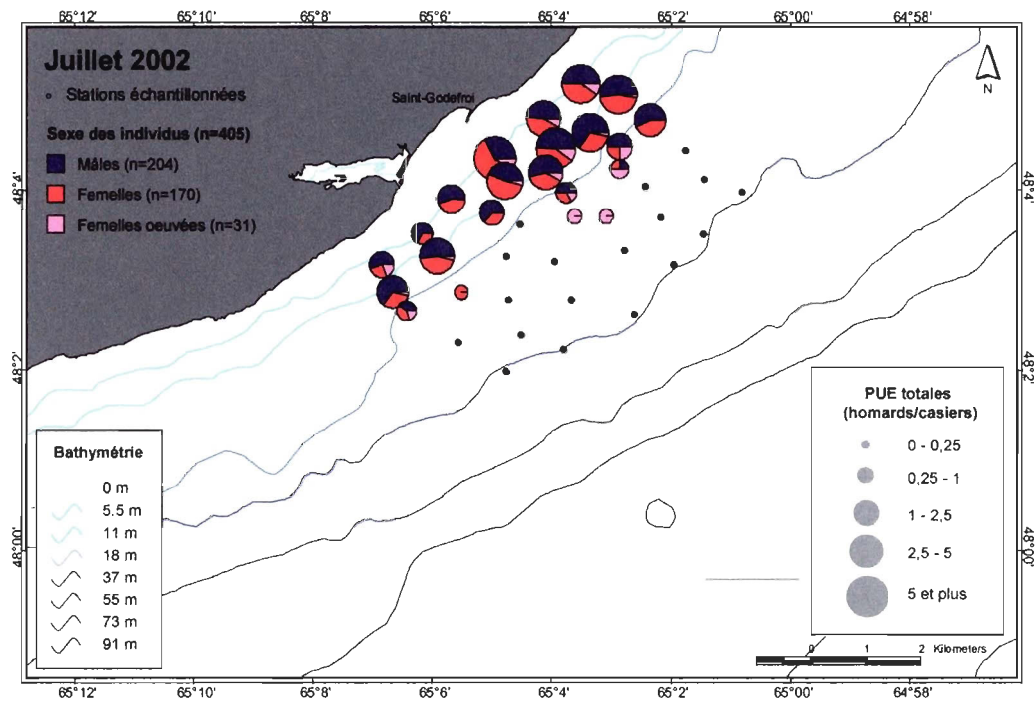
En août, 204 homards ont été capturés près de la côte, entre 6 et 9 m de profondeur (Fig. 6B). Un peu moins de la moitié des individus, soit 45,1 %, étaient de taille commerciale. La proportion de mâles capturés (73,5 %) était plus élevée qu'en juillet. Seulement trois femelles oeuvées ont été capturées.

En septembre, 457 homards ont été capturés entre 7 et 29 m de profondeur (Fig. 6C). La proportion de homards de taille commerciale (59,1 %) était cette fois supérieure à celle de homards de taille non commerciale. Un peu moins de 62 % étaient des mâles. Il est à noter qu'aucune femelle oeuvée n'a été capturée en septembre.

En octobre, un peu moins de homards (387) ont été capturés qu'en septembre. La profondeur de capture variait entre 7 et 38 m (Fig. 6D). La proportion d'individus de taille commerciale (47,3 %), était plus faible qu'en septembre. Les proportions de mâles et de femelles étaient par contre très semblables à celles observées en septembre et octobre 2002.

L'abondance et la distribution des captures aux différentes stations échantillonnées montrent que les homards semblent effectuer un déplacement saisonnier d'abord vers la côte en juillet, puis vers le large et les plus grandes profondeurs au fur et à mesure que la saison avance. Les proportions de mâles, de femelles et de femelles oeuvées ainsi que d'individus prérecrues et de taille commerciale capturés lors de chacune des campagnes de pêche expérimentale sont présentées en détail à l'annexe 1 (p. 240).

A.



B.

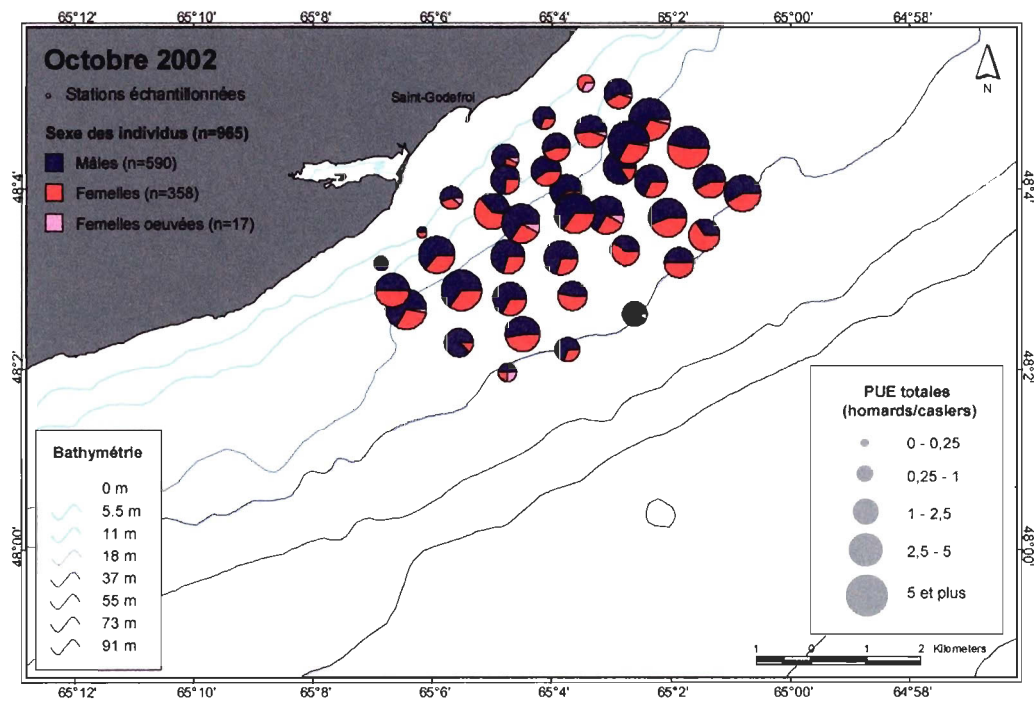


Figure 5. Rendements moyens (nombre total de homards capturés par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 A. Juillet B. Octobre.

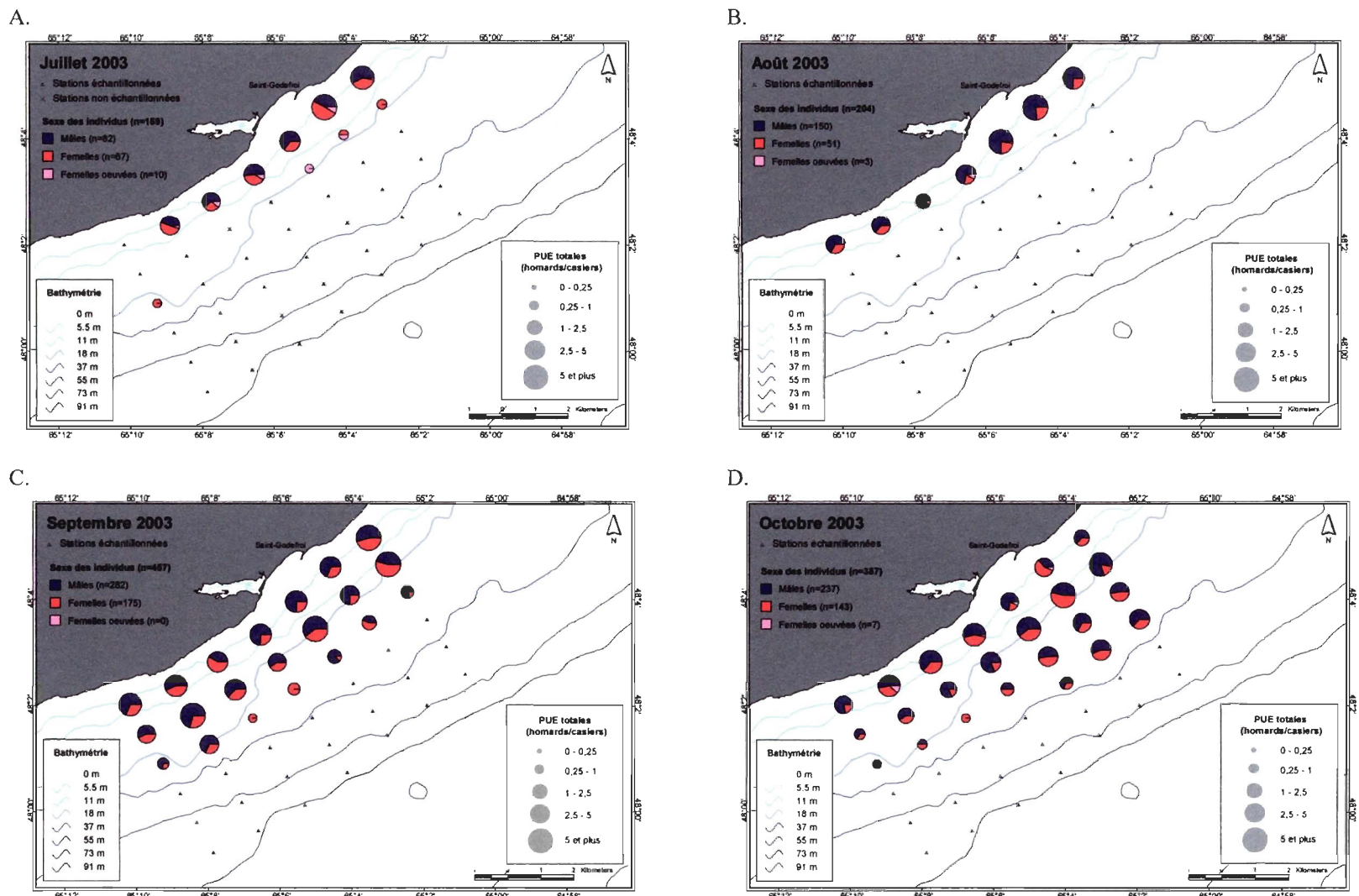
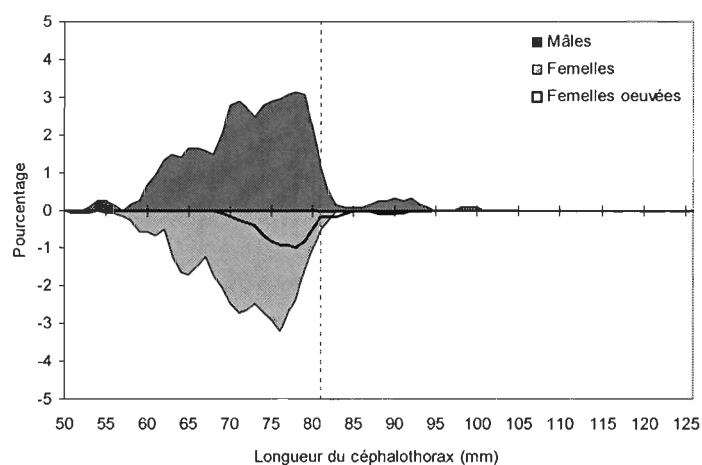


Figure 6. Rendements moyens (nombre total de homards capturés par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2003 A. Juillet, B. Août, C. Septembre, D. Octobre.

2.4.1.2 Structures de taille

Pour l'ensemble des captures de chacune des périodes d'échantillonnage, la distribution des fréquences de taille a été compilée par sexe (Fig. 7 et 8). Il est à noter que les courbes de 2002 sont beaucoup plus lisses que celles de 2003 puisqu'un plus grand nombre d'individus ont été capturés, mais que les mêmes tendances peuvent être décelées.

A.



B.

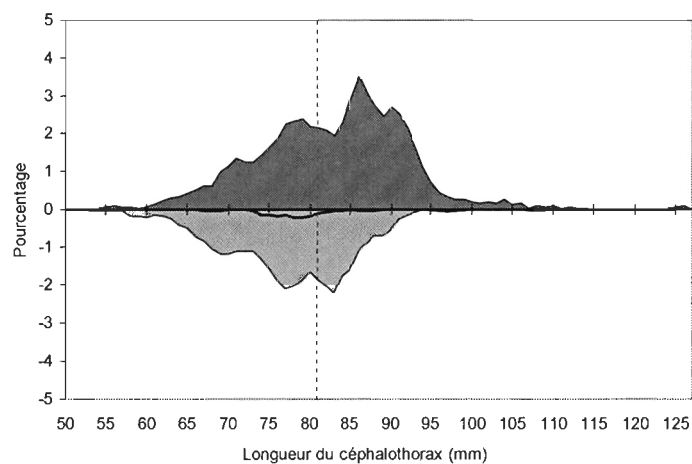


Figure 7. Distribution des fréquences de taille des homards capturés dans le secteur de Saint-Godefroi en 2002. A. En juillet, immédiatement après la saison de pêche (n=405). B. En octobre (n=965). Le trait pointillé représente la taille minimale légale de capture (81 mm).

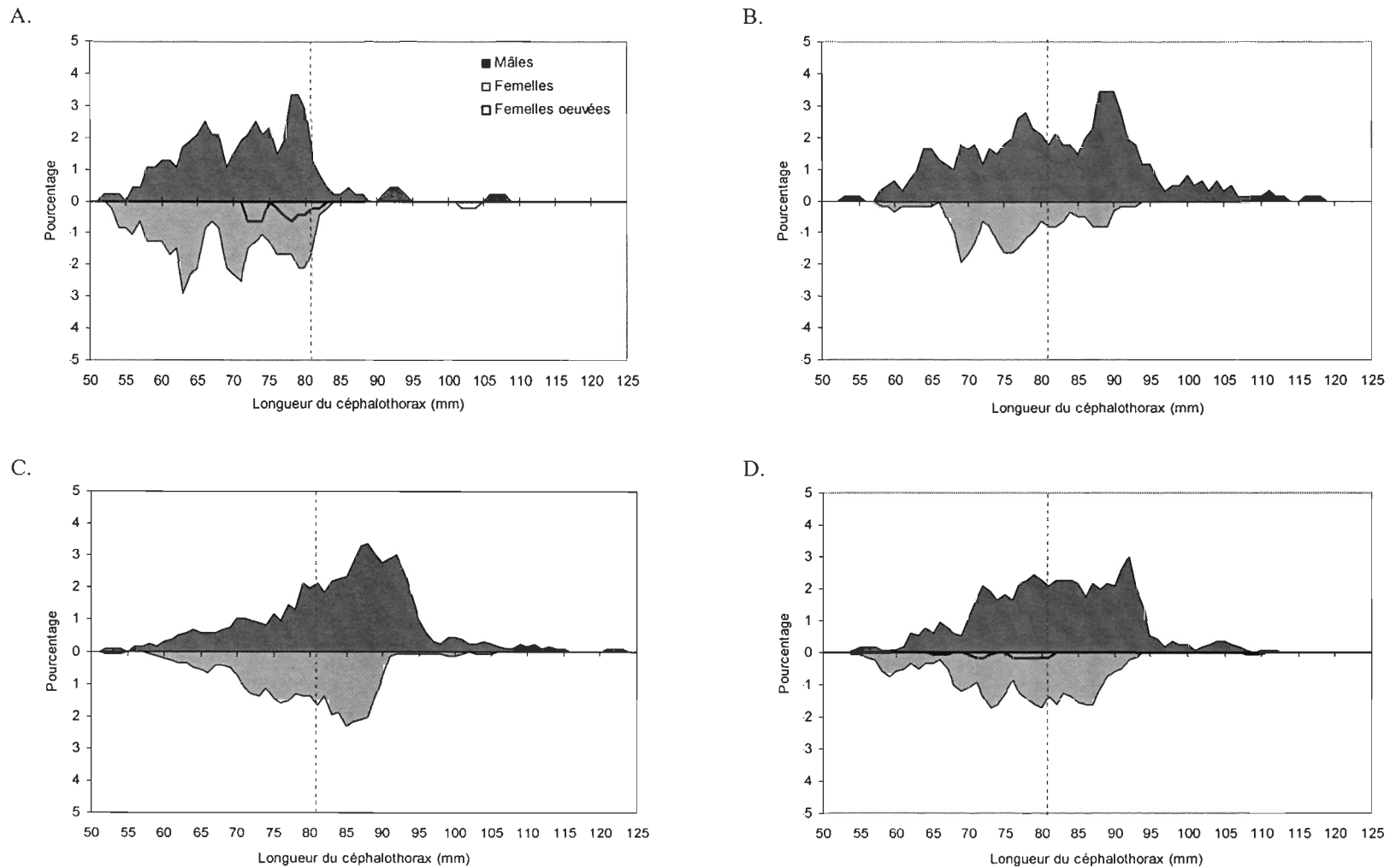


Figure 8. Distribution des fréquences de taille des homards capturés dans le secteur de Saint-Godefroi en 2003. A. En juillet, immédiatement après la saison de pêche (n=159). B. En août, 30 jours après la saison de pêche (n=204). C. En septembre (n=457). D. En octobre (n=387). Le trait pointillé représente la taille minimale légale de capture (81 mm).

La composition des captures diffère en fonction de la période d'échantillonnage. Immédiatement après la saison de pêche, les structures de taille sont tronquées (Fig. 7A et 8A) et la majorité des homards sont des prérecrues. À peine un mois plus tard, la structure de taille est plus étalée et la proportion de homard de taille commerciale est déjà beaucoup plus importante (Fig. 8B). La proportion d'individus de taille commerciale est maximale à la fin de septembre (Fig. 8C). À la fin d'octobre, cette proportion diminue par rapport à septembre (Fig. 7B et 8D), alors qu'il semble y avoir une abondance de mâles prérecrues 70-80 mm (LC). Il est à noter que les prérecrues sont présentes dans les captures tout au long de la saison. La taille moyenne des prérecrues augmente durant l'été. Pour 2002, elle est de 71,8 mm (LC) au début de juillet et de 73,7 mm à la fin d'octobre, alors que pour 2003, elle est légèrement inférieure : 69,8 mm en juillet, 72,2 mm en août, 72,7 mm en septembre et 72,4 mm en octobre.

Pour l'ensemble des captures, le rapport des sexes (M : F) est en faveur des mâles à 1,50 : 1. Au début de juillet 2002 et 2003, ce rapport était d'environ 1 : 1. Il était maximal au début d'août 2003, à 2,78 : 1,0. À la fin de septembre et d'octobre, il se situait autour de 1,60 : 1. Des différences importantes entre les structures de taille des mâles et des femelles peuvent être observées. Les mâles de grande taille sont plus abondants que les femelles de grande taille : les distributions des femelles étant davantage tronquées à droite que celles des mâles. Ainsi, à plus de 95 mm (LC), l'abondance des mâles diminue fortement alors que chez les femelles, elle diminue à partir de 90 mm (LC). En août, il semble y avoir

beaucoup plus de mâles de taille commerciale qui s'ajoutent à la composition des captures que de femelles (Fig. 8B).

Les femelles oeuvées sont, en général, très peu abondantes et mesurent, pour la plupart, moins de 81 mm (LC). Elles sont toutefois un peu plus abondantes et de plus grande taille pour 2002 (67,7 à 96,7 mm LC, n=48) que pour 2003 (66,2 à 80,6 mm, n = 17 LC). Seulement sept femelles oeuvées de taille commerciale (≥ 81 mm LC) ont été capturées en 2002, alors qu'aucune n'a été capturée en 2003.

2.4.2 Rendements obtenus

Afin d'alléger le document, les valeurs² ne sont pas toutes indiquées dans le texte, mais sont disponibles aux annexes 2 à 7 (p. 241 à 243). Selon les ANOVAs effectuées, l'interaction entre les périodes d'échantillonnage et les strates de profondeur est significative pour toutes les catégories de homards échantillonnés en 2002 et 2003, à l'exception des femelles oeuvées capturées en 2003.

2.4.2.1 Rendements totaux

Année 2002

Pour 2002, les rendements totaux moyens par strate de profondeur varient entre 0 et 4,03 homards par casier (Fig. 9A). Au début de juillet, les rendements sont significativement plus élevés en deçà de 18 m de profondeur (3,19 et 2,19 homards par

² Les valeurs présentées correspondent aux rendements moyens, calculés à partir des stations conservées aux fins des analyses statistiques, par période d'échantillonnage et par strate de profondeur.

casier pour les strates 0-10 m et 10-18 m respectivement) qu'entre 18 et 40 m (0,44 et aucun homard par casier pour les strates 18-27 m et 27-40 m). Ainsi, les homards ont été majoritairement capturés dans la strate 0-10 m (50,7 % des captures) (Fig. 5A). Un peu moins de 30 % des homards ont été capturés dans la strate 10-18 m, 21 % l'ont été dans la strate 18-27 m alors qu'aucun n'a été capturé dans la strate 27-40 m (Annexe 8, p. 244).

À la fin d'octobre, les homards semblent occuper les strates plus profondes (Fig. 5B), les rendements moyens étant significativement plus élevés entre 10 et 40 m (2,97 à 4,03 homards par casiers) qu'entre 0 et 10 m (1,13 homard par casier). À ce moment, 82,9 % des homards ont été capturés à plus de 10 m de profondeur, comparativement à 49,3 % au début de juillet.

Le test de comparaison multiple montre que dans la strate 0-10 m, les homards sont significativement plus abondants au début de juillet qu'à la fin d'octobre. À l'opposé, pour les trois autres strates comprises entre 10 et 40 m, les homards sont significativement moins abondants au début de juillet qu'à la fin d'octobre.

Année 2003

De façon générale, pour 2003, les rendements totaux moyens varient entre 0 et 4,6 homards par casier et ils diminuent avec la profondeur (Fig. 6 et 9B). Pour toutes les périodes, les rendements obtenus dans la ou les deux premières strates sont significativement plus élevés que ceux des strates plus profondes, qui sont faibles ou nuls.

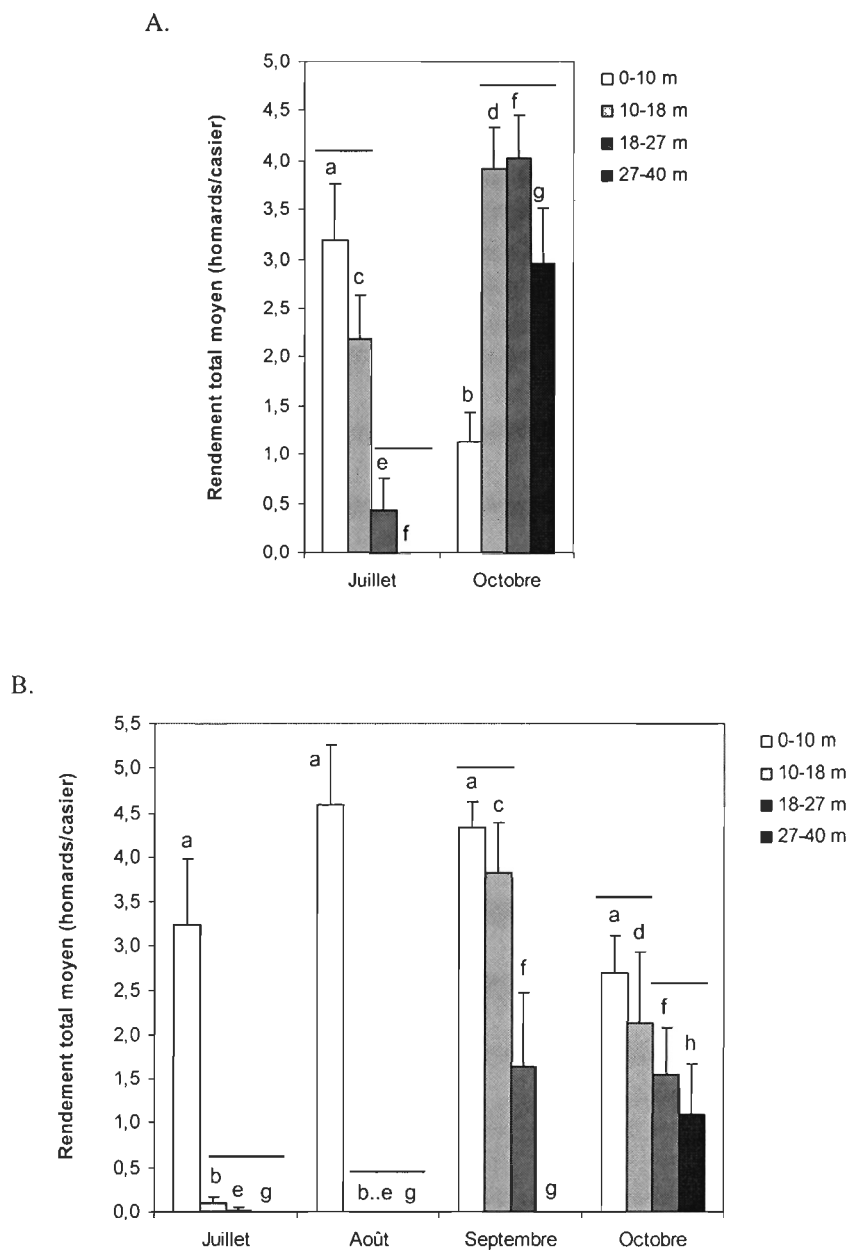


Figure 9. Rendements totaux moyens obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. En 2002 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=8). B. En 2003 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=6). Les traits au dessus des lettres indiquent l'absence de différences entre strates pour une même période d'échantillonnage et les diverses lettres indiquent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnage pour une même strate de profondeur. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type. N.S. : non significatif.

Au début de juillet, les rendements atteignent 3,24 homards par casier entre 0-10 m, alors qu'ils sont plus faibles ou nuls pour les trois strates comprises entre 10 et 40 m. À la mi-août, ils atteignent 4,60 homards par casier dans la strate 0-10 m et sont nuls à plus de 10 m de profondeur (Fig. 6B). À l'été 2003, la tendance des homards à occuper les strates peu profondes semble plus marquée qu'en juillet 2002 (Fig. 5A et 6A) puisque seuls quelques homards en juillet (3,8 %) et aucun en août ont été capturés au-delà de 10 m de profondeur (Annexe 8, p. 244).

À l'automne, les homards occupent les strates plus profondes (Fig. 6B). Toutefois, leur abondance diminue graduellement avec la profondeur. À la fin de septembre, les rendements passent de 4,33 homards par casier dans la strate 0-10 m à zéro au-delà de 27 m. À la fin d'octobre 2003, les rendements sont de 2,69 homards par casier dans la strate 0-10 m alors qu'ils atteignent 1,10 homard par casier entre 27 et 40 m. Pour ces deux périodes d'échantillonnage, les rendements des deux premières strates ne diffèrent pas de façon significative. Par contre, les homards sont significativement plus abondants dans les strates 0-10 m et 10-18 m que dans les strates 18-27 m et 27-40 m. En septembre, significativement plus de homards ont été capturés dans la strate 18-27 m que dans la strate 27-40 m alors qu'en octobre, les rendements de ces deux strates ne diffèrent pas de façon significative. La tendance au déplacement vers les profondeurs à l'automne semble moins marquée qu'en octobre 2002 puisque la proportion d'individus capturés à plus de 10 m de profondeur atteint seulement 64,1 % (Annexe 8, p. 244).

Bien que pour 2003 les rendements totaux moyens de la strate de profondeur 0-10 m varient légèrement au long de la saison, les différences en fonction des différentes périodes d'échantillonnage ne sont pas significatives. Entre 10 et 18 m, les homards sont significativement moins abondants au début de juillet et d'août qu'à la fin de septembre et d'octobre. De plus, les rendements de cette strate sont significativement plus élevés à la fin de septembre qu'à la fin d'octobre. Pour la strate 18-27 m, les rendements obtenus au début de juillet et d'août, nuls ou presque nuls, sont significativement différents de ceux de septembre et d'octobre. Enfin, les rendements observés dans la strate 27-40 m, nuls en juillet, août et septembre, diffèrent significativement de ceux d'octobre ($p < 0,05$) (Fig. 9B).

2.4.2.2 Rendements en individus de taille commerciale

Année 2002

Pour 2002, les rendements moyens en individus de taille commerciale varient entre 0 et 2,16 homards par casier (Fig. 10A). Au début de juillet, les rendements ne diffèrent pas significativement avec la profondeur. Ils sont faibles dans les deux premières strates et nuls entre 18 et 40 m. À la fin d'octobre, les rendements augmentent avec la profondeur pour atteindre un maximum entre 18 et 27 m de profondeur. Ils sont significativement plus faibles entre 0 et 10 m qu'entre 10 et 40 m mais ne diffèrent pas significativement dans les trois dernières strates. Les rendements de juillet de la strate 0-10 m ne diffèrent pas de façon significative de ceux d'octobre. Par contre, dans les autres strates, les rendements d'octobre sont tous significativement plus élevés que ceux de juillet.

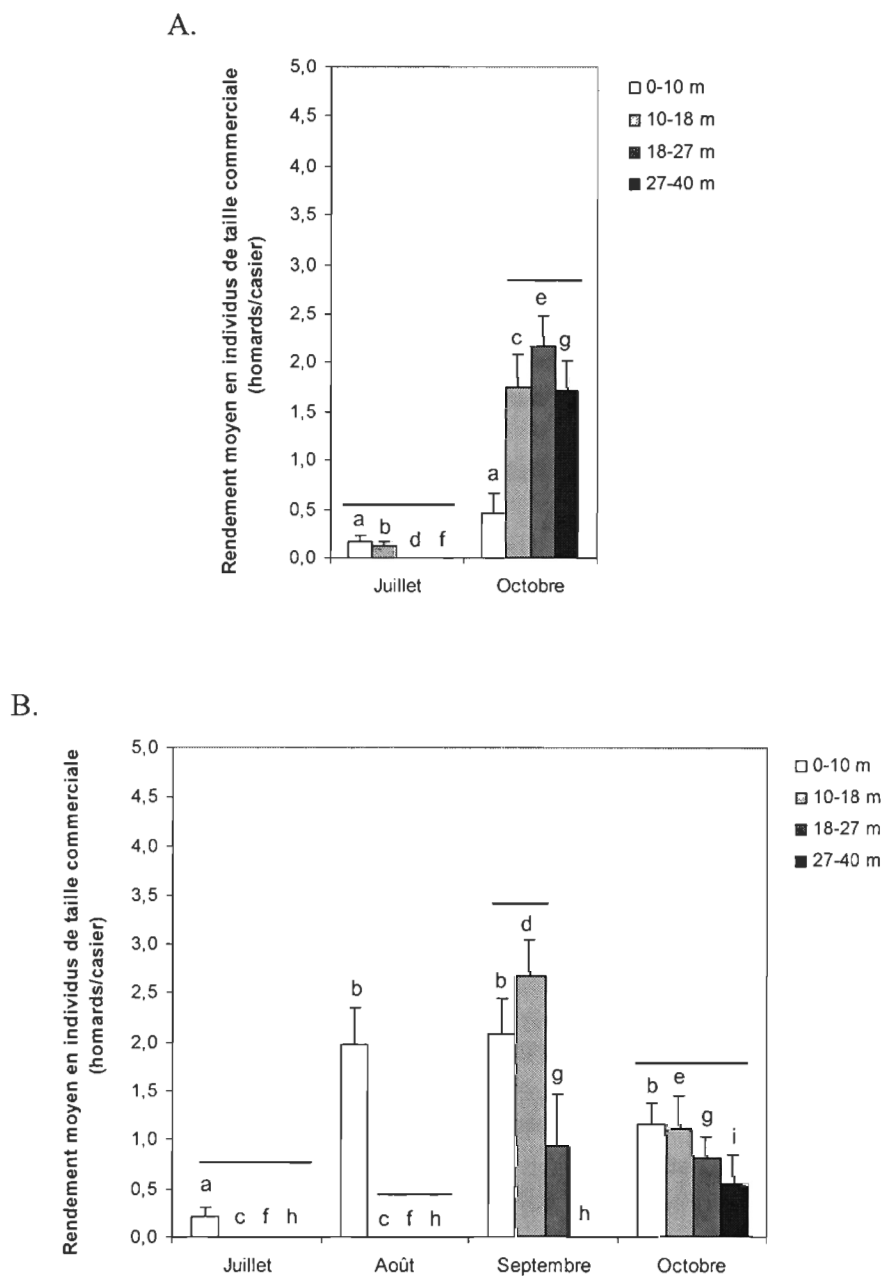


Figure 10. Rendements moyens en individus de taille commerciale obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. En 2002 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=8). B. En 2003 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=6). Les traits au dessus des lettres indiquent l'absence de différences entre strates pour une même période d'échantillonnage et les diverses lettres indiquent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnage pour une même strate de profondeur. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type.

Année 2003

Pour 2003, les rendements moyens en individus de taille commerciale varient entre 0 et 2,67 homards par casier (Fig. 10B). Tout comme pour 2002, le test de comparaison multiple révèle que les rendements des différentes strates de profondeur au début de juillet, faibles dans la strate 0-10 m et nuls à des profondeurs supérieures, ne diffèrent pas de façon significative. En août, les homards de taille commerciale sont uniquement présents dans la strate 0-10 m (1,98 homard par casier) et donc significativement plus abondants que dans les autres strates. En septembre, les rendements des strates 0-10 m et 10-18 m, respectivement 2,10 et 2,67 homards par casier, ne diffèrent pas de façon significative mais sont significativement différents de ceux des strates 18-27 m et 27-40 m qui sont, respectivement, moins élevés ou nuls. Les rendements de ces deux dernières strates sont également significativement différents. En octobre, les rendements qui sont d'environ un homard par casier entre 0 et 10 m, diminuent légèrement avec la profondeur. Toutefois, cette diminution n'est pas significative.

Le rendement moyen en individus de taille commerciale de la strate 0-10 m obtenu au début de juillet est significativement moins élevé que ceux obtenus pour cette même strate en août, septembre et octobre, qui ne diffèrent pas significativement entre eux. Pour la strate 10-18 m, les rendements nuls obtenus au début de juillet et d'août sont significativement différents de ceux de septembre et d'octobre, ces derniers étant également significativement plus faibles que ceux de septembre. De même, les rendements de la strate 18-27 m, nuls en juillet et août, diffèrent significativement de ceux de septembre et

d'octobre. Dans ce cas, les rendements de ces deux dernières périodes d'échantillonnage ne diffèrent pas de façon significative. Les homards ne sont présents dans la strate 27-40 m qu'en octobre et y sont donc significativement plus abondants à ce moment que lors des autres périodes d'échantillonnage.

2.4.2.3 Rendements en mâles et en femelles de taille commerciale

De façon générale, chez les individus de taille commerciale, les rendements moyens en mâles sont plus élevés que ceux en femelles (Fig. 11 et 12). Par contre, les mêmes tendances se dégagent tant des tests de comparaison multiple effectués pour les mâles et femelles de taille commerciale que de ceux effectués pour l'ensemble des individus de taille commerciale.

Année 2002

Pour 2002, les rendements moyens en mâles de taille commerciale varient entre 0 et 1,69 homard par casier (Fig. 11A). Les rendements en femelles sont passablement plus faibles, variant entre 0 et 0,70 homard par casier (Fig. 12A). Au début de juillet, les rendements en mâles et en femelles ne diffèrent pas de façon significative avec la profondeur. Ainsi, chez les mâles, ils sont faibles entre 0 et 18 m et nuls à des profondeurs supérieures alors que chez les femelles, les rendements sont très faibles dans la strate 0-10 m et nuls à des profondeurs supérieures. À la fin d'octobre, les rendements augmentent avec la profondeur et sont maximum entre 18 et 27 m pour les mâles et entre 27 et 40 m pour les femelles. Comme pour l'ensemble des individus de taille commerciale à la fin d'octobre, les rendements en mâles et en femelles de la strate 0-10 m sont significativement

plus faibles que ceux des autres strates ($p < 0,05$ pour les mâles) alors que les rendements des strates 10-18 et 18-27 m ne diffèrent pas significativement. Pour les mâles, les rendements de la strate 10-18 m ne sont pas significativement différents de ceux de la strate 27-40 m, alors que chez les femelles les rendements de la strate 10-18 m sont significativement plus élevés que ceux de la dernière strate ($p < 0,05$). Les rendements en mâles de la strate 27-40 m sont significativement moins élevés que ceux de la strate 18-27 m alors qu'à l'inverse chez les femelles, les rendements de la dernière strate sont significativement plus élevés ($p < 0,05$).

De façon générale, pour toutes les strates de profondeur à l'exception de la strate 0-10 m, les rendements en mâles et en femelles sont faibles ou nuls au début de juillet et significativement plus élevés à la fin d'octobre.

Année 2003

Pour 2003, les rendements moyens en mâles de taille commerciale varient entre 0 et 1,79 homard par casier (Fig. 11B). Chez les femelles, les rendements moyens sont plus faibles, variant entre 0 et 0,88 homard par casier (Fig. 12B). Dans les deux cas, les différences significatives observées entre les strates de profondeur pour une même période d'échantillonnage sont les mêmes que celles obtenues pour l'ensemble des individus de taille commerciale (Fig. 10B).

Dans l'ensemble, les différences significatives observées entre les périodes d'échantillonnage pour une même strate de profondeur sont aussi les mêmes que celles obtenues pour l'ensemble des individus de taille commerciale. Toutefois, les rendements de

la strate 0-10 m de septembre, pour les mâles et les femelles séparément, sont significativement moins élevés que ceux d'octobre ($p < 0,05$). De même, les rendements en femelles de la strate 27-40 m, faibles, ne diffèrent pas significativement de ceux des autres périodes d'échantillonnage.

2.4.2.4 Rendements en femelles oeuvées

De façon générale, les rendements moyens en femelles oeuvées sont très faibles. Pour 2003, ils sont même très souvent nuls (Fig. 13A et 13B). D'ailleurs, pour l'année 2003, l'interaction entre les différentes périodes d'échantillonnage et strates de profondeur n'est pas significative. Contrairement aux autres catégories de homards, les femelles oeuvées sont plus abondantes au début de juillet que lors des autres périodes d'échantillonnage.

Pour 2002, leur abondance diminue significativement ($p < 0,05$) avec la profondeur au début de juillet. À la fin d'octobre, les rendements augmentent de façon non significative avec la profondeur et sont maximum entre 18 et 27 m. Les différences observées entre périodes pour une même strate ne sont pas significatives, à l'exception des rendements de la strate 0-10 m, qui sont significativement plus élevés en juillet qu'en octobre. Pour 2003, les femelles oeuvées sont significativement plus abondantes dans la strate 0-10 m que dans les autres strates (Fig. 13D). Il est à noter que puisque les rendements en femelles oeuvées sont très faibles, voire même souvent nuls en 2003, l'analyse statistique peut en avoir été affectée.

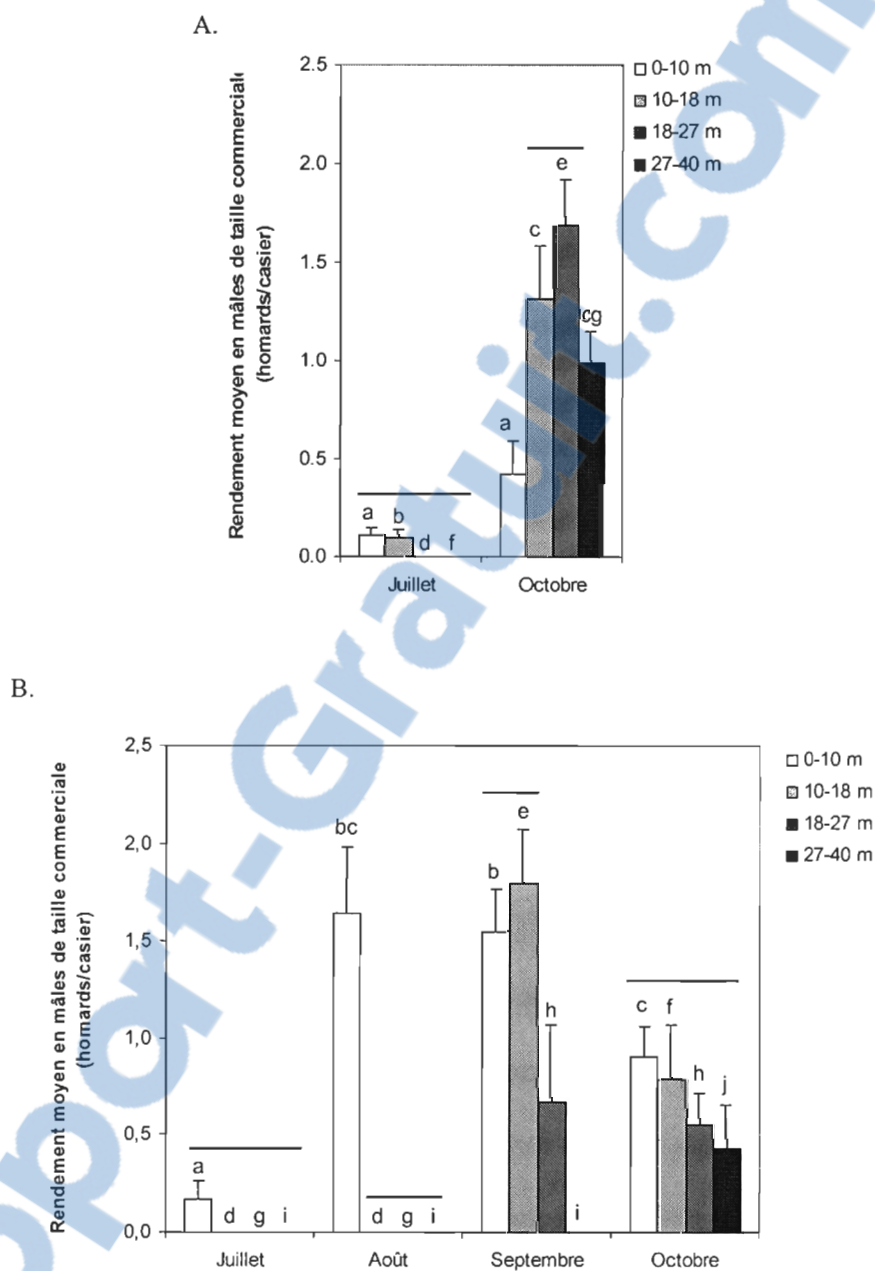


Figure 11. Rendements moyens en mâles de taille commerciale obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Goedro. A. En 2002 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=8). B. En 2003 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=6). Les traits au dessus des lettres indiquent l'absence de différences entre strates pour une même période d'échantillonnage et les diverses lettres indiquent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnage pour une même strate de profondeur. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type.

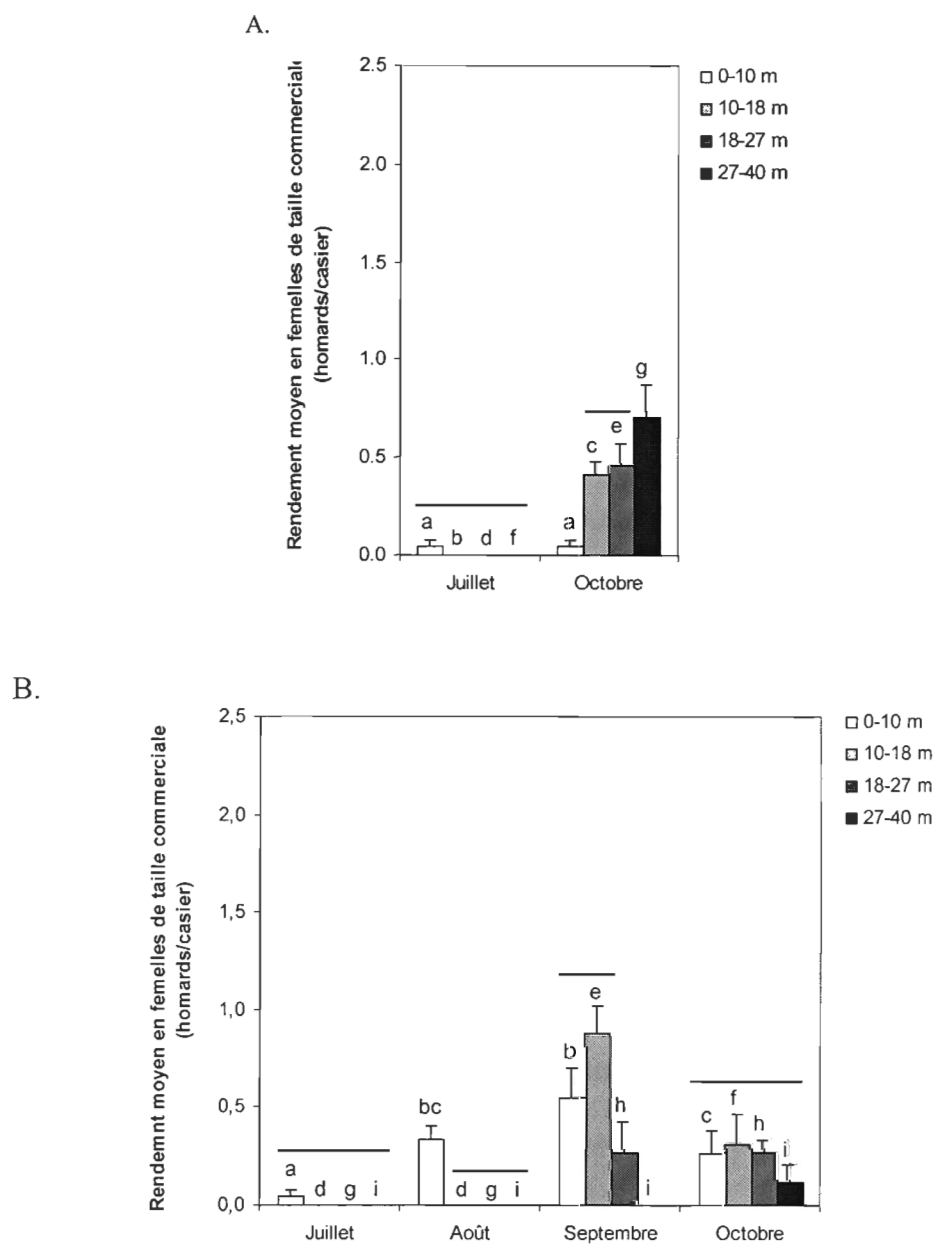


Figure 12. Rendements moyens en femelles de taille commerciale obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. En 2002 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=8). B. En 2003 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=6). Les traits au dessus des lettres indiquent l'absence de différences entre strates pour une même période d'échantillonnage et les diverses lettres indiquent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnage pour une même strate de profondeur. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type.

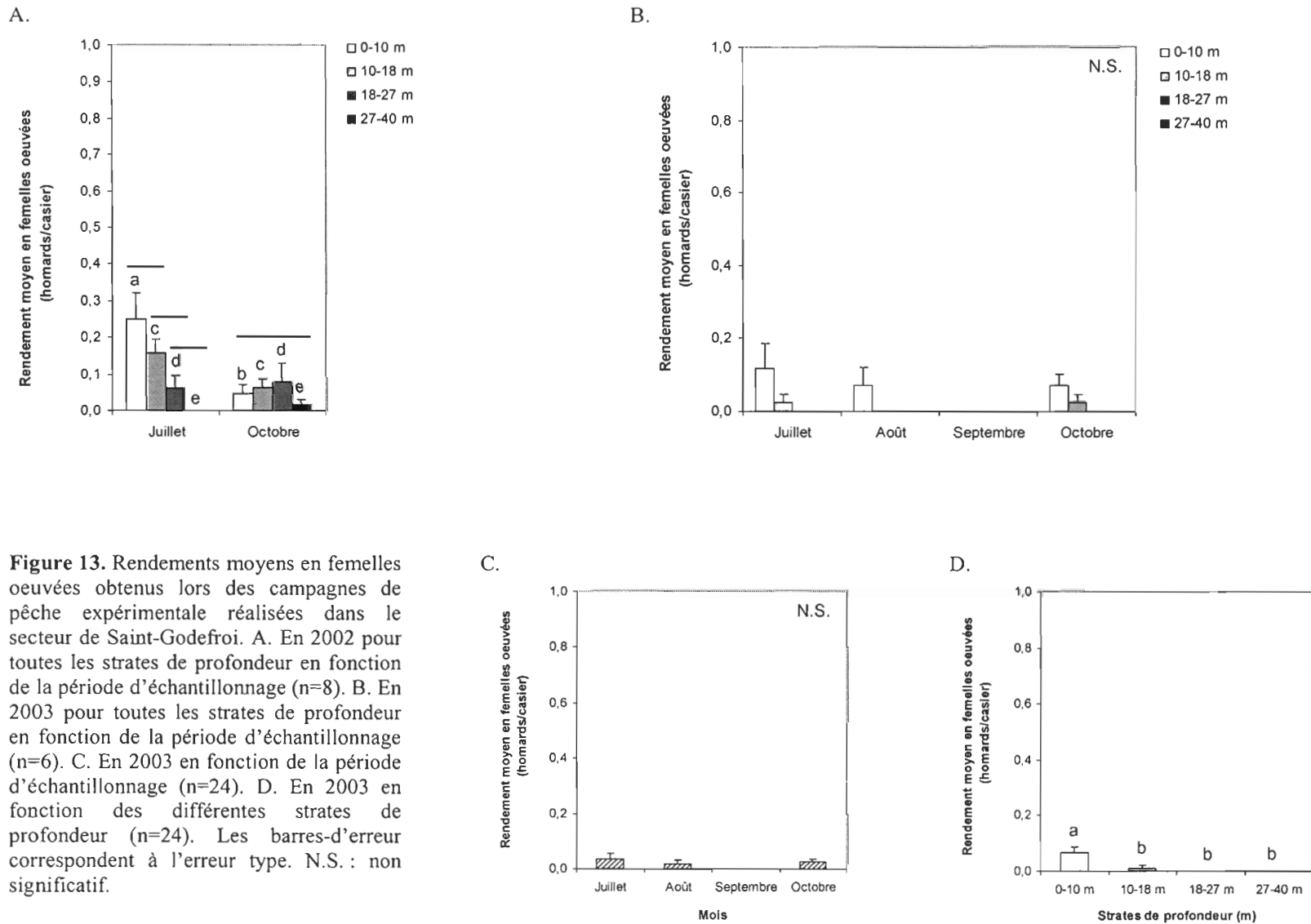


Figure 13. Rendements moyens en femelles oeuvées obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. En 2002 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=8). B. En 2003 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=6). C. En 2003 en fonction de la période d'échantillonnage (n=24). D. En 2003 en fonction des différentes strates de profondeur (n=24). Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type. N.S. : non significatif.

2.4.2.5 Rendements en prérecrues

Dans l'ensemble, pour la strate 0-10 m, les prérecrues sont plus abondantes au début de juillet qu'à la fin d'octobre. Pour les autres strates, elles sont plus abondantes à la fin d'octobre qu'en juillet. À la fin de la saison, les prérecrues sont réparties dans l'ensemble de la zone d'étude.

Année 2002

Au début de juillet 2002, les rendements moyens en prérecrues diminuent avec la profondeur, passant de 3,02 à 0 homards par casier entre 0 et 40 m. À la fin d'octobre, ces rendements varient entre 0,64 et 2,17 homards par casier (Fig. 14A). Ainsi pour juillet, les rendements de la strate 0-10 m sont significativement plus élevés que ceux des autres strates ($p < 0,05$). Les rendements de la strate 10-18 m sont quant à eux significativement plus élevés que ceux des strates 18-27 m et 27-40 m, lesquels sont faibles ou nuls et ne diffèrent pas significativement. Pour octobre, les rendements de la strate 0-10 m sont significativement plus faibles que ceux des strates 10-18 m et 18-27 m ($p < 0,05$) mais ne diffèrent pas de ceux de la strate 27-40 m. Aucune différence significative n'est détectée entre 10 et 40 m.

Pour la strate 0-10 m, les prérecrues sont significativement plus abondantes en juillet qu'en octobre. Dans la strate 10-18 m, les rendements en prérecrues du début de juillet ne diffèrent pas significativement de ceux de la fin d'octobre. Enfin, dans les strates 18-27 m et 27-40 m, les prérecrues sont significativement plus abondantes qu'en juillet.

Année 2003

Pour juillet et août, les rendements moyens de la strate 0-10 m (plus de 2,5 homards par casier) sont significativement plus élevés que ceux des trois autres strates (Fig. 14B). Pour ces mêmes périodes, les rendements des trois dernières strates, faibles ou nuls, ne diffèrent pas significativement. En septembre, le rendement moyen est de 2,24 prérecrues par casier entre 0-10 m et il diminue ensuite de façon significative, avec la profondeur ($p < 0,05$), excepté entre les strates 10-18 m et 18-27 m où la différence n'est pas significative. Pour octobre, les rendements moyens diminuent également avec la profondeur, passant de 1,52 à 0,55 homard par casier entre 0 et 40 m. Toutefois, les rendements ne diffèrent significativement qu'entre la strate 0-10 m et les strates 18-27 m et 27-40 m ($p < 0,05$).

L'abondance des prérecrues dans les strates 0-10 m et 27-40 m ne diffèrent pas significativement en fonction de la période d'échantillonnage. Par contre, pour les strates 10-18 m et 18-27 m, les rendements moyens de juillet et d'août, assez semblables, sont significativement plus faibles que ceux de septembre et d'octobre ($p < 0,05$ pour 10-18 m et $p < 0,01$ pour 18-27 m).

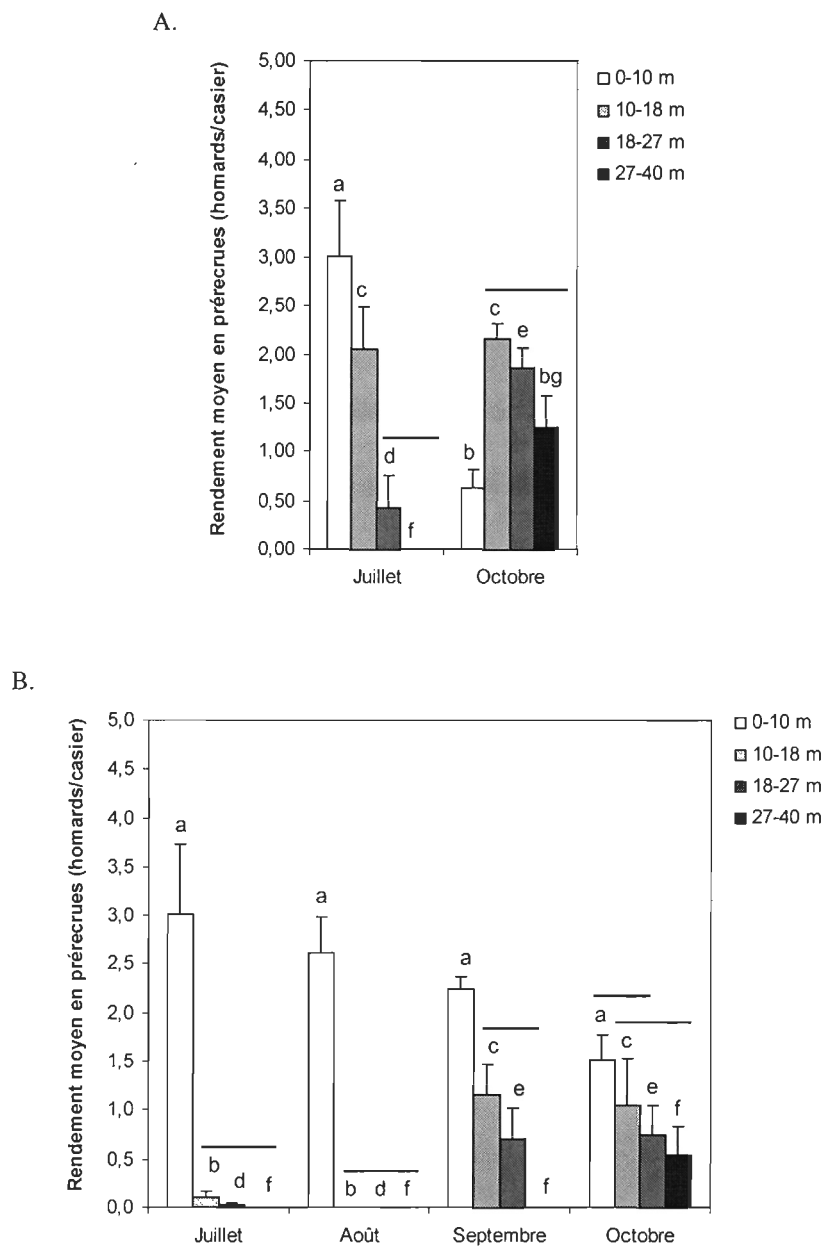


Figure 14. Rendements moyens en prérecrues obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale réalisées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. En 2002 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=8). B. En 2003 pour toutes les strates de profondeur en fonction de la période d'échantillonnage (n=6). Les traits au dessus des lettres indiquent l'absence de différences entre strates pour une même période d'échantillonnage et les diverses lettres indiquent les différences significatives entre les périodes d'échantillonnage pour une même strate de profondeur. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type. N.S. : non significatif.

2.5 Discussion

2.5.1 Déplacements saisonniers

Les campagnes de pêche expérimentale effectuées en 2002 et 2003 ont permis d'établir un patron saisonnier d'abondance et de distribution des homards dans le secteur de Saint-Godefroi. Les résultats des ANOVAs effectuées sur les rendements obtenus en 2002 et 2003 démontrent clairement que l'abondance du homard dans les différentes strates de profondeur et, par conséquent, sa distribution varient de façon saisonnière.

La résolution temporelle de l'échantillonnage de 2003, à toutes les cinq à six semaines entre juillet et octobre, a permis de bien suivre le mouvement. Durant l'été, le homard occupe essentiellement les strates peu profondes. Au début de juillet, les homards sont surtout abondants à moins de 10 m de profondeur, quoiqu'ils semblent toujours fréquenter des profondeurs supérieures à 18 m. Ils se rapprochent ensuite de la côte, leur capture étant limitée au début d'août aux profondeurs inférieures à 10 m. L'amorce de mouvement vers les profondeurs se fait sentir dès le début de l'automne. À la fin de septembre, les homards sont dispersés dans l'ensemble du secteur, jusqu'à près de 30 m de profondeur. À la fin d'octobre, la distribution des homards est plutôt homogène et s'étend jusqu'à 40 m de profondeur.

Des différences dans les rendements peuvent être observées entre les deux années. La tendance au déplacement vers les profondeurs semble notamment moins marquée en 2003 qu'en 2002. Un plus grand nombre de homards semblent être demeurés dans la strate 0-10 m en octobre 2003, alors que peu ont été capturés dans la strate 27-40 m. Il est

possible que le déplacement des homards vers les profondeurs ait été plus tardif en 2003 qu'en 2002. Les conditions climatiques (température et vents), différentes entre ces deux années, pourraient potentiellement expliquer ce départ plus tardif. L'ampleur et le moment du déplacement pourraient donc varier d'une année à l'autre.

La décomposition des rendements en catégories de taille permet de faire ressortir des différences dans les déplacements entre les prérecrues et les homards de taille commerciale. Vers la fin de septembre, la majorité des prérecrues sont toujours dans la strate 0-10 m alors qu'une grande partie des homards de taille commerciale se sont déjà déplacés vers les profondeurs, les rendements de cette dernière catégorie étant maximum dans la strate 10-18 m. Ceci suggère que le déplacement est amorcé plus tôt chez les gros homards.

2.5.2 Abondance et composition des captures

De façon générale, pour 2002 et 2003, les rendements sont plus élevés à la fin d'octobre qu'au début de juillet. Pour 2003, entre 0 et 27 m, les rendements totaux de juillet sont les plus faibles parmi ceux des quatre périodes d'échantillonnage alors que ceux de septembre sont, quant à eux, les plus élevés. Les rendements de la strate 27-40 m pour 2002 et 2003 sont nuls au début de juillet, en août ainsi qu'en septembre. Les seules captures de cette strate ont été réalisées en octobre.

La forte proportion de homards de taille sub-légale capturés immédiatement après la saison de pêche illustre bien que dans le secteur de Saint-Godefroi, la pêche en est une de recrutement : c'est-à-dire qu'un très grand nombre d'individus qui atteignent la taille commerciale une année donnée sont prélevés par la pêche. La présence de homards de taille

sub-légale tout au long de la saison indique qu'il y a recrutement dans le secteur. Le recrutement annuel à la pêcherie, qui se produit après la période de mue, est quant à lui perceptible dès la fin de l'été. La proportion d'individus de taille commerciale semble maximale à la fin de septembre, au moment où tous les homards ont vraisemblablement complété la mue. Ainsi les homards commerciaux capturés à la fin de l'été sont les prérecrues du début de juillet.

Peu de femelles oeuvées ont été capturées et elles étaient de petite taille. La faible abondance de femelles oeuvées, en août et en septembre, pourrait être en partie expliquée par la dynamique de ponte et d'éclosion. De façon générale, durant l'été, certaines femelles pondent leurs œufs alors que d'autres libèrent leurs larves. L'éclosion des œufs et la libération des larves a lieu entre les mois de juin et de septembre (Ennis, 1995). Ainsi, les femelles de taille commerciale ayant été inséminées l'année précédente peuvent avoir été interceptées par la pêche printanière, avant la ponte des oeufs. La réapparition des femelles oeuvées en octobre indique que celles-ci ont échappé à la pêche car elles étaient, pour la plupart, sous la taille légale et qu'elles ont pondu à la fin de l'été. À moins que ces femelles n'aient été capturées au printemps, l'éclosion a probablement eu lieu l'été d'après. Il est à noter que les stades de développement des œufs pour les femelles oeuvées capturées au cours de cette étude n'ont pas été caractérisés.

La proportion de femelles oeuvées augmente généralement avec la taille (Gendron et Savard, 2003) mais ce phénomène n'a pas été observé dans cette étude. L'absence de femelles oeuvées de plus grande taille est encore une indication du taux d'exploitation

élevé. La capturabilité plus faible des femelles oeuvées, les variations dans les taux d'exploitation en fonction du sexe et les déplacements saisonniers des femelles matures pourraient également expliquer la faible proportion de femelles oeuvées (Campbell et Pezzack, 1986).

En supposant que les femelles oeuvées étaient aussi petites et aussi peu abondantes dans les dernières années, le déclin de la population de homard observé à Saint-Godefroi pourrait être en partie attribuable à une diminution de la production d'œufs, découlant d'une diminution du nombre de femelles oeuvées ou d'une diminution de la taille moyenne de ces femelles. Étant donné le petit nombre de femelles oeuvées et leur taille relativement petite (i.e. inférieure à la taille commerciale), la production d'œufs et, par conséquent, le recrutement dans les années à venir pourraient être très faibles dans ce secteur.

Des variations dans la capturabilité liées à la température, à la taille, à la mue ou au sexe du homard pourraient expliquer les rendements observés. Sur la rive sud de la baie des Chaleurs, il a notamment été démontré que la température a un effet significatif positif sur les rendements (Drinkwater *et al.*, 2006) (chapitre 2). L'abondance des prérecrues dans les casiers dont les événements étaient bouchés, de même que les changements observés dans les rapports des sexes des homards capturés lors des différentes périodes d'échantillonnage, pourraient refléter ces variations dans la capturabilité (MPO, 2004, 2006b).

Au-delà de 40 mm LC, la capturabilité du homard augmente habituellement avec la taille, pour se stabiliser autour de 100-120 mm LC (Miller, 1995a; Tremblay, 2001). De façon générale, elle est plus élevée à l'automne qu'au printemps puisque les homards en

post-mue cherchent à se nourrir et sont beaucoup plus attirés par l'appât des casiers (MPO, 2005a). Chez les individus > 70 mm LC, la capturabilité est généralement plus élevée pour les mâles que pour les femelles (Miller, 1989, 1995a). En août, les mâles sont plus abondants que les femelles de taille commerciale dans les captures. La capturabilité des femelles est plus élevée à la fin du printemps, durant la saison de pêche, qu'à la fin de l'été (Tremblay, 2001). Ceci correspond au fait que la mue se produit plus tardivement pour les femelles. Sur la rive sud de la baie des Chaleurs, la période de mue débiterait dès les premiers jours de juillet pour les mâles, alors qu'elle débiterait environ dix jours plus tard pour les femelles (Comeau et Savoie, 2001). Il est également à rappeler que chez les femelles à maturité, la croissance est moins rapide que chez les mâles en raison de l'alternance des années de ponte et de mue.

2.5.3. Distribution saisonnière et utilisation du secteur

La distribution saisonnière du homard ne semble pas uniforme dans l'ensemble du site d'étude. Les stations échantillonnées en 2002, concentrées dans la partie nord-est du site, ne couvraient pas le même territoire que celles échantillonnées en 2003. De plus, à l'intérieur de chacune des strates, les stations n'étaient pas nécessairement réparties à toutes les profondeurs. Ainsi, en 2002, dans la strate 10-18 m, aucune station n'a été échantillonnée entre 11 et 17 m. L'abondance de homard dans cette strate au début de juillet 2002 pourrait donc avoir été sous-estimée. De même, en 2003, dans la strate 27-40 m, aucune station n'a été échantillonnée entre 28 et 35 m. Ainsi, l'abondance observée dans la strate 27-40 m en octobre 2003 est peut-être en partie due à la position des stations.

Au début de juillet, les homards étaient plus abondants dans la partie nord-est du secteur d'étude. À la fin d'octobre, ils étaient plus abondants dans la partie est du site, plus profonde que la partie sud-ouest. La transition entre 18 et 37 m semble par ailleurs beaucoup plus graduelle du côté est que du côté ouest (Fig. 4B). En effet, du côté ouest, les profondeurs augmentent d'environ 20 m à plus de 40 m sur une distance de 1 km alors que du côté est, la pente semble beaucoup plus faible, les profondeurs passant de 19 à 40 m en 3 km. De plus, la présence, entre 11 et 18 m, d'un plateau d'environ 4,5 km² (1,5 km de largeur par 3 km de longueur) du côté ouest, alors que du côté est cette strate est plutôt mince (moins de 0,5 km de largeur par 3 km de longueur), pourrait également influencer la répartition saisonnière des individus. D'autres caractéristiques environnementales pourraient également expliquer cette distribution. Il en sera question dans le chapitre 5.

2.5.4 Vents, temps de mouillage et efficacité des casiers

L'utilisation des taux de capture par casier comme indices d'abondance comporte certaines limites, en raison notamment des nombreux facteurs qui peuvent affecter l'efficacité des casiers. Il a été démontré, par le passé, que l'efficacité des casiers variait de façon non linéaire en fonction du nombre de jours entre les levées (Bennett et Brown, 1979; Skud, 1979). Lors des campagnes de pêche, les temps d'immersion des casiers ont varié d'une station à l'autre et d'une période d'échantillonnage à l'autre. Dans la plupart des cas, au cours d'une même campagne d'échantillonnage, la différence entre les plus longs temps de mouillage et les plus courts était de moins de 12 heures. Par contre, en juillet, septembre et octobre 2003, les vents forts et persistants ont retardé certaines sorties en mer. Ainsi,

plusieurs filières ont été immergées durant plus de 36 heures (3 stations en juillet, 12 en septembre et 16 en octobre) en raison des mauvaises conditions météorologiques. L'examen de la répartition des temps d'immersion dans les strates suggère que les rendements élevés observés entre 0 et 10 m en septembre pourraient être en partie expliqués par des temps d'immersion plus longs pour les stations de cette strate (9 à 12 h de plus). De même, les rendements relativement peu élevés dans la strate 10-18 m en octobre 2003 par rapport à octobre 2002 pourraient être expliqués par des temps d'immersion légèrement plus courts (2 à 5 h de moins). Dans ce cas toutefois, les temps d'immersion étaient pour la plupart compris entre 32 et 40 h et la différence entre les strates était moins marquée.

L'effet des temps de mouillage est difficilement quantifiable puisqu'à celui-ci s'ajoute celui des vents, pouvant entraîner, dans certains cas, un mouvement des casiers sur le fond. Du point de vue des pêcheurs, le vent, de par sa direction, est souvent considéré comme un déterminant important des taux de capture (Drinkwater *et al.*, 2006). L'effet des vents sur les captures serait principalement attribuable à leur influence sur les températures au fond, la grande variabilité des températures étant principalement engendrée par les vents longeant la côte et produisant des événements de remontée et de plongée d'eau (Drinkwater *et al.*, 2006). Les fluctuations à court terme dans les taux de capture associées aux changements de température pourraient résulter de changements comportementaux affectant l'activité du homard (chapitre 1). À l'échelle locale, les vents et les courants pourraient aussi avoir des effets importants sur le recrutement et donc sur les rendements. La vitesse et la direction des vents lors des périodes d'échantillonnage n'ont cependant pas été analysées dans le cadre de cette étude.

En conclusion, les résultats des campagnes de pêche expérimentale montrent bien le dynamisme de la population de homard de Saint-Godefroi. L'abondance, la composition et la répartition spatiale des captures varient au cours de la saison. Les structures de taille tronquées et l'absence de femelles oeuvées de grande taille indiquent que les taux d'exploitation sont élevés.

Les variations dans la distribution spatio-temporelle des captures démontrent que le homard effectue des déplacements saisonniers. La distribution et les déplacements saisonniers pourraient être en partie liés aux caractéristiques de l'environnement. En effectuant ces déplacements saisonniers, le homard pourrait accroître ou diminuer sa vulnérabilité, à certains moments de l'année, notamment aux prédateurs, aux conditions climatiques extrêmes et aux engins de pêche mobiles (chapitre 4).

Les résultats obtenus donnent un aperçu du moment et de l'ampleur des déplacements vers les zones plus profondes. Le moment précis des déplacements, vers le large entre la mi-août et la fin de septembre et le retour en eaux peu profondes au printemps, est cependant difficile à situer. Le plan d'échantillonnage initial comportait une campagne d'échantillonnage printanière qui devait avoir lieu vers la mi-avril, avant le début de la saison de pêche. Toutefois, celle-ci n'a pu être réalisée en raison de l'abondance des glaces aux printemps 2004 et 2005. Une telle campagne donnerait un meilleur aperçu de l'ampleur des déplacements saisonniers du début du printemps jusqu'à la fin de l'automne.

CHAPITRE 3

Déplacements parallèles à la côte

En plus d'effectuer des déplacements saisonniers de la côte vers le large, les homards peuvent effectuer des déplacements d'ampleur variable, en longeant la côte. Des études de marquage-recapture réalisées dans presque toute l'aire de répartition du homard d'Amérique, au nord-est des États-Unis, dans les Maritimes et dans le golfe du Saint-Laurent, ont mené à la conclusion que les homards côtiers effectuent des déplacements locaux restreints (< 25 km) (Comeau et Savoie, 2002; Krouse, 1980; Lawton et Lavalli, 1995; Stasko, 1980; Wilder, 1963). Dans le golfe du Saint-Laurent et à Terre-Neuve, plusieurs études effectuées depuis les années 1930 ont rapporté des distances parcourues généralement inférieures à 15 km (Comeau et Savoie, 2002; Stasko, 1980). Au sud de la Nouvelle-Écosse et dans la baie de Fundy, les déplacements peuvent être beaucoup plus importants (de l'ordre de 25 à 100 km) (Campbell, 1989; Campbell et Stasko, 1985, 1986; Stasko, 1980), probablement en raison des températures plus chaudes et de la distance à parcourir avant d'atteindre les profondeurs où se situe la thermocline.

Des études de marquage-recapture, réalisées entre 1980 et 1997 dans le sud du golfe du Saint-Laurent, ont fait l'objet d'une méta-analyse par Comeau et Savoie (2002). Celle-ci a révélé que les distances moyennes parcourues annuellement du côté sud de la baie des Chaleurs variaient entre 2,4 et 8,7 km. Les distances parcourues étaient moins grandes au

centre de la baie qu'à ses extrémités. Pour trois des sept sites de marquage, les femelles semblaient parcourir de plus grandes distances que les mâles. Par contre pour les autres sites et en général pour les populations côtières, il n'y a pas de différences dans les distances parcourues selon la taille ou le sexe (Campbell, 1982; Fogarty *et al.*, 1980; Krouse, 1981; Rowe, 2001; Tremblay *et al.*, 1998).

3.1 Déplacements le long de la rive nord de la baie des Chaleurs

Très peu d'études ont été effectuées sur les déplacements des homards du côté nord de la baie des Chaleurs. En 1942 et 1943, Corriveau et Tremblay (1948) ont étiqueté un certain nombre de homards à Grande-Rivière afin de quantifier leurs déplacements. Selon leurs résultats, 35,2 % des spécimens étiquetés recapturés s'étaient déplacés vers l'ouest, 46,3 % vers l'est et 18,5 % n'avaient montré aucune tendance à se déplacer. L'ampleur des déplacements était faible, le déplacement maximal observé en 9 à 12 mois était de 7 milles (11,3 km). Encore une fois, les femelles manifestaient une tendance davantage marquée à se déplacer, en parcourant les plus grandes distances. Quelques années plus tard, Marcotte, (1954) a étiqueté 588 homards dans le secteur de Miguasha. De ceux-ci, 166 furent recapturés dont 66 % près du site de marquage. Un total de 76,5 % des homards ont été recapturés du côté nord de la baie, à moins de 25 km de distance du lieu de marquage. Environ 5 % des homards recapturés avaient parcouru des distances de plus de 25 km.

Sur la rive nord de la baie des Chaleurs, la question des déplacements des homards est importante pour les pêcheurs. Dans plusieurs secteurs des zones 20A et 20B (Fig. 1), les homards peuvent facilement passer d'une sous-zone de pêche à l'autre en parcourant

seulement quelques kilomètres, ce qui peut avoir un effet sur les rendements locaux. Les homards de taille commerciale (≥ 81 mm LC) pourraient sortir d'une sous-zone de pêche et être éventuellement capturés ailleurs. Dans la partie amont de la baie, les plus petits homards pourraient se rendre jusqu'au Nouveau-Brunswick où la taille minimale de capture autorisée est inférieure (70 mm LC). Ainsi, en plus de suspecter un effet sur les rendements, les pêcheurs craignent de ne pas bénéficier des mesures de conservation, telle l'augmentation de la taille minimale légale de capture. Les déplacements peuvent donc avoir un impact non négligeable sur la gestion des différents stocks. L'émigration des homards vers des secteurs adjacents pourrait être à l'origine d'une diminution dans l'abondance et ainsi de la baisse observée dans les rendements.

3.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs de ce chapitre étaient de :

1. Déterminer l'ampleur et la direction des déplacements parallèles à la côte des homards de Saint-Godefroi (sous-zone 20B6), en fonction du sexe et de la taille des individus.
2. Comparer ces résultats avec les déplacements des homards marqués dans les autres localités de la baie des Chaleurs.

Plus spécifiquement, les hypothèses de travail suivantes ont été testées :

- 1. Les homards du secteur de Saint-Godefroi effectuent des déplacements parallèles à la côte (distincts des déplacements saisonniers de la côte vers le large). Plusieurs individus sont recapturés hors du secteur d'étude et/ou à plus de 15 km de distance.*

2. *L'ampleur des déplacements des homards du secteur de Saint-Godefroi diffère de celle des homards des autres localités de la baie des Chaleurs.*

3.3 Matériel et méthode

3.3.1 Marquage en 2002 et 2003

Les individus capturés lors des campagnes de pêche expérimentale effectuées en juillet 2002, en juillet, août et septembre 2003, ainsi qu'une partie de ceux capturés en octobre 2003, ont été marqués à l'aide d'étiquettes de polyéthylène numérotées (streamer tags). Les homards ont été marqués, à leur sortie des casiers, suivant la technique décrite par Moriyasu *et al.* (1995) et remis à l'eau aussitôt. Afin de limiter la variabilité dans la procédure de marquage, les homards ont été marqués par la même personne en 2002 de même qu'en 2003.

Dans le cadre d'un projet de marquage réalisé en 2001-2002, des homards avaient été marqués, en suivant la même méthode, dans d'autres localités de la rive nord de la baie des Chaleurs (Miguasha, Saint-Omer, et Maria (21B), Rivière-Caplan et Bonaventure (21A), Sainte-Thérèse-de-Gaspé (20A8) ainsi que Malbaie (20A2)). Ces données ont été utilisées afin d'effectuer la comparaison des distances parcourues par les homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi avec celles parcourues par les homards marqués dans les autres localités de la baie des Chaleurs.

3.3.2 Recaptures

Les homards ont été principalement recapturés lors des saisons de pêche 2003 et 2004. La collaboration des pêcheurs a été sollicitée afin de recueillir des informations de recaptures. Des cartes postales préaffranchies ont été transmises aux pêcheurs au début des saisons de pêche 2003 et 2004. Lorsqu'un homard marqué était recapturé, le pêcheur devait compléter une carte en indiquant le numéro d'étiquette, la taille, le sexe, la date, la position de recapture, la sous-zone de pêche, la profondeur, son nom et son adresse et conserver l'étiquette. S'il s'agissait d'un individu de taille non légale ou d'une femelle oeuvée, les informations devaient être prises en note et le homard remis à l'eau avec son étiquette. Les cartes complétées devaient être envoyées à l'Institut Maurice Lamontagne (MPO) ou encore remises à un pêcheur chargé d'en effectuer la collecte sur le quai.

Les informations rapportées sur les cartes ont par la suite été compilées. Les positions de recapture, identifiées par les pêcheurs, étaient notées en latitude-longitude, en coordonnées Loran-C ou encore consistaient en une description simple du lieu basée sur la topographie de la rive ou sur des caractéristiques ou particularités locales. Les positions reposant sur des descriptions ont été évaluées approximativement en latitude et longitude, à l'aide de cartes marines du Service Hydrographique du Canada (#4485 et 4486). Le positionnement de certaines recaptures par rapport à des lieux précis sur la côte a nécessité une reconnaissance sur le terrain et l'utilisation d'un GPS. Seulement quatre recaptures n'ont pu être positionnées à partir des informations disponibles.

3.3.2.1 Analyses des données

Une fois validées et complétées, les données de recapture des homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi ainsi que celles disponibles pour d'autres localités de la baie des Chaleurs ont été compilées. Aux fins des analyses statistiques, seules les premières recaptures suivant le marquage ont été retenues. Les distances parcourues ont été évaluées en calculant la distance linéaire séparant les positions de relâche et de recapture. Les directions ont été calculées en degrés, à partir du nord géographique. Les homards considérés comme « migrants », ayant parcouru plus de 25 km, ont été exclus des analyses. Les distances et directions de déplacements des individus, de même que les fréquences de directions, ont été représentées sous forme graphique afin de comparer visuellement les différents secteurs.

Distances et directions

Des analyses de variance (ANOVAs) à deux critères de classification ont été effectuées sur les données de distances transformées ($\log \text{ distance} + 1$). Les deux critères utilisés étaient le sexe et l'année de marquage (pour les données de Saint-Godefroi) ou le site de marquage (pour les données de l'ensemble des localités). Les postulats de normalité et d'homogénéité des variances ont été validés de façon graphique (Scherrer 1984). Lorsque des différences significatives étaient observées dans le modèle général, un test de comparaison multiple de Tukey-Kramer était effectué *a posteriori* afin d'évaluer les différences entre les traitements. Le niveau de significativité α a été fixé à 0,1 afin d'augmenter la puissance des analyses (Underwood, 1997). Puisque le moment du

marquage influence fortement la proportion de homards prérecrues (< 81 mm) et de taille commerciale (≥ 81 mm), les analyses statistiques ont été effectuées de façon indépendante pour les prérecrues et les individus de taille commerciale (taille au moment du marquage). Il est à noter que la taille au moment du marquage a été utilisée puisque celle au moment de la recapture n'était disponible que pour environ le quart des individus recapturés. À moins d'indication contraire, les différences entre paires de moyennes déclarées significatives par le test de comparaison multiple de Tukey-Kramer, le sont au seuil $p < 0,0001$.

Des ANOVAs à deux critères de classification ont également été effectuées afin de comparer les distances moyennes parcourues en fonction du sexe et de la direction de déplacement, pour l'ensemble des individus du secteur de Saint-Godefroi. Les analyses préliminaires ayant révélé qu'il n'y avait pas de différence significative entre les distances parcourues par les prérecrues et par les individus de taille commerciale (section 3.4.1), celles-ci ont été combinées afin de limiter les effets dus à l'inégalité des traitements et d'accroître la robustesse de l'analyse. L'analyse a également été effectuée pour les individus de taille commerciale des secteurs de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (20A8) et de Malbaie (20A2). Le seuil de significativité a aussi été fixé à 0,10.

La direction sud-est a été exclue de l'analyse statistique pour le secteur de Saint-Godefroi, puisque seulement quatre individus (mâles) ont été recapturés dans cette direction. Il était de toute façon peu probable que des individus soient recapturés au sud-est, les pêcheurs ne mouillant généralement pas de casiers dans ces secteurs plus profonds et moins productifs.

Effet de la taille sur la distance parcourue

Afin d'évaluer s'il existait un lien entre la taille des individus et la distance parcourue, une analyse de régression a été effectuée entre ces deux variables, d'abord pour les homards du secteur de Saint-Godefroi et ensuite pour ceux de l'ensemble des localités. Dans ce cas, le seuil de significativité a été fixé à 0,05.

3.4 Résultats

3.4.1 Secteur de Saint-Godefroi

Au total, 1279 homards (52-122 mm LC) ont été marqués en 2002 et 2003 dans le secteur de Saint-Godefroi. Il est à signaler que très peu de homards de taille commerciale ont été marqués en été. Plus tard à l'automne, la majorité des individus marqués étaient de taille commerciale. Ceci correspond aux tendances observées dans les captures lors des campagnes de pêche expérimentale de 2003 (chapitre 2). Ainsi en juillet 2002, 399 homards ont été capturés, marqués et relâchés. De ce nombre, 380 étaient des prérecrues et seulement 19 étaient de taille commerciale. En 2003, un total de 880 homards (481 prérecrues et 399 individus de taille commerciale) ont été marqués lors des quatre périodes d'échantillonnage, soit 162 au début de juillet, 204 au début d'août, 455 en septembre et 59 à la fin d'octobre.

La figure 15 présente les positions de recapture (2003-2004) de tous les homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi. Le taux de recapture total de ces homards a été de 20,4 % (261/1279). Le taux de recapture des mâles (19,1 %) était un peu plus faible que

celui des femelles (22,3 %). De même, le taux de recapture des prérecrues (17,8 %) était moins élevé que celui des individus de taille commerciale (25,8 %). Il est à noter que le taux de recapture des homards marqués en 2002 (18,5 %) était légèrement moins élevé que celui des homards marqués en 2003 (21,3 %).

La plupart des homards (96,1 %) ont été recapturés moins d'un an après leur marquage. Les distances parcourues variaient entre 0,12 et 40,4 km, la grande majorité des homards (88,8 %) ayant toutefois parcouru des distances inférieures à 10 km. Trois homards ayant parcouru plus de 25 km (soit un homard marqué en 2003 : 31,8 km et deux marqués en 2002 : 35,6 et 40,4 km) ont été exclus des analyses statistiques. Les positions de recapture indiquaient une tendance marquée au déplacement vers l'est pour plusieurs individus marqués en 2002 et 2003.

3.4.1.1 Distances moyennes parcourues

Les homards du secteur de Saint-Godefroi, marqués en 2002 et 2003, ont parcouru en moyenne $4,7 \pm 0,3$ km (distance $\pm$ erreur type). La distance moyenne parcourue par l'ensemble des homards marqués en 2002 dans le secteur de Saint-Godefroi ($5,2 \pm 0,7$ km) ne diffère pas significativement de celle parcourue par les homards marqués en 2003 ($4,5 \pm 0,3$ km) ($p = 0,6789$) (Fig. 16A). Il est à signaler que, même si elles ont été analysées séparément, les distances moyennes parcourues par les prérecrues et les individus de taille commerciale ne diffèrent pas significativement ($p = 0,3313$) (Fig. 16B).

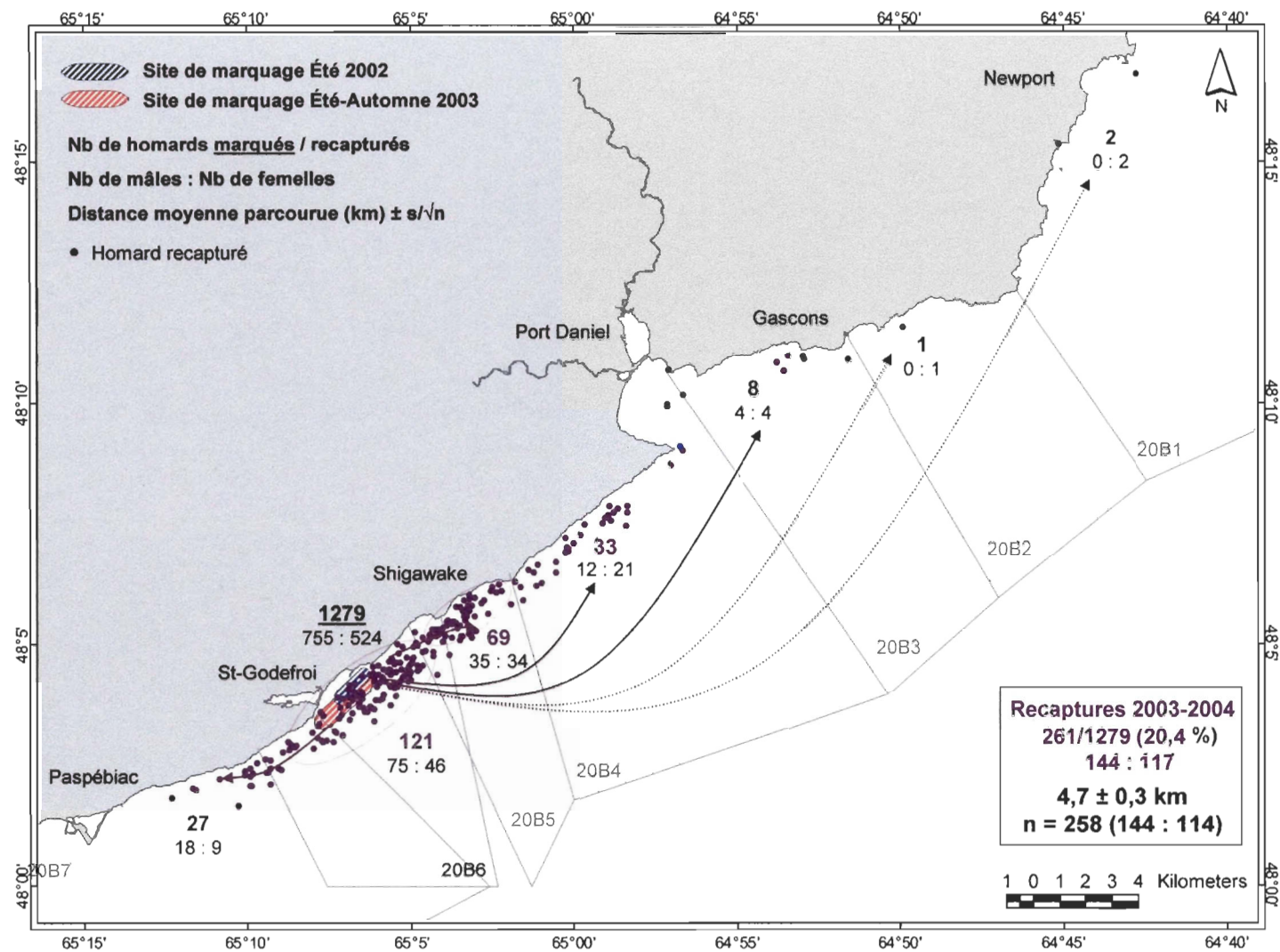


Figure 15. Sites de marquage et positions des premières recaptures des homards du secteur de Saint-Godfroi (sous-zone de pêche 20B6). Les traits pointillés indiquent les déplacements de plus de 25 km.

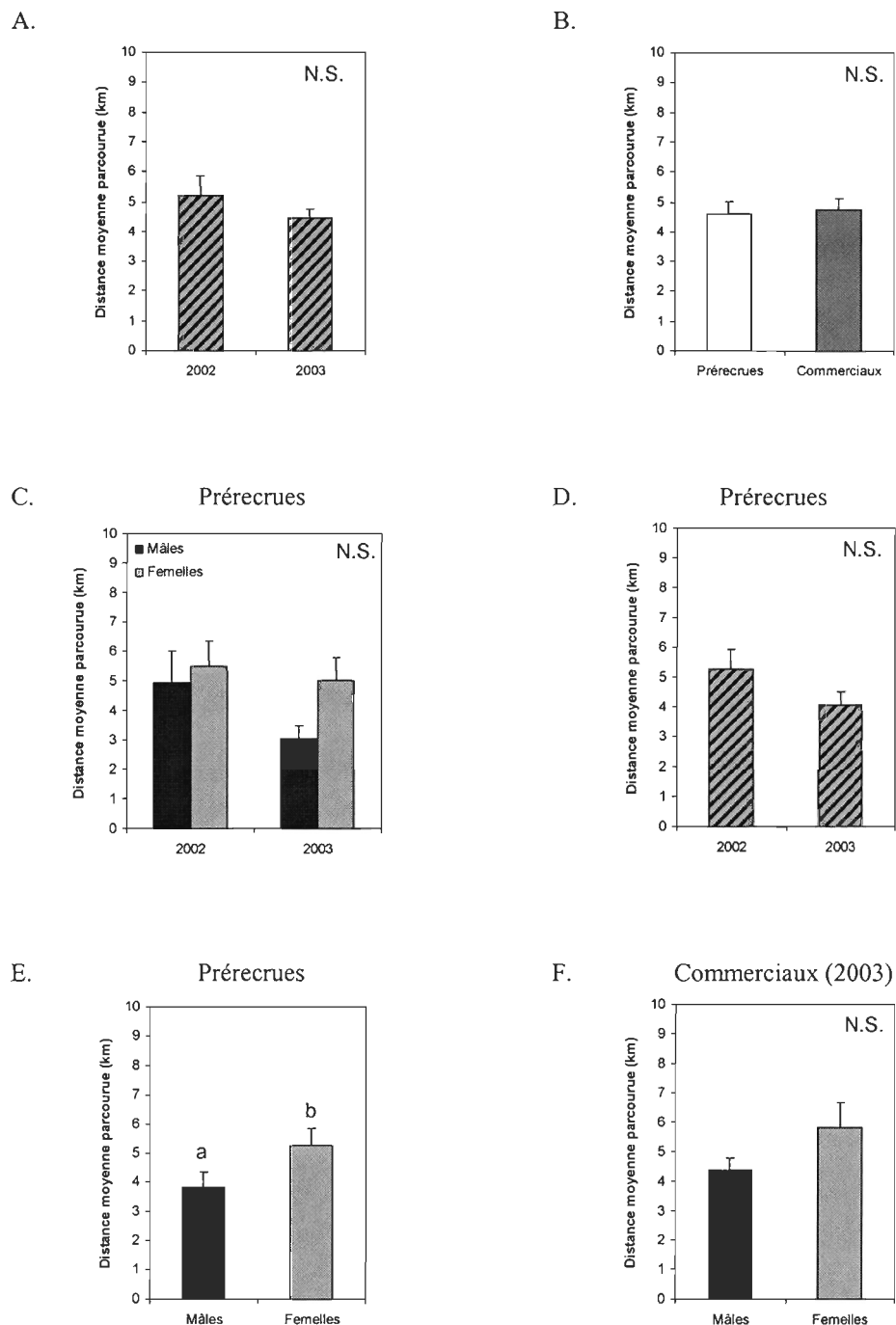


Figure 16. Distances moyennes parcourues par les homards marqués à Saint-Godefroi. A. En fonction de l'année de marquage. B. En fonction de la taille des individus. C. Prérecrues en fonction du sexe et de l'année de marquage. D. Prérecrues en fonction de l'année de marquage. E. Prérecrues en fonction du sexe. F. Individus de taille commerciale marqués en 2003 en fonction du sexe. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type et les lettres indiquent les différences significatives. N.S. : non significatif.

Prérecrues

Au total, 150 prérecrues ont été recapturées. Ces homards avaient parcouru, en moyenne, $4,6 \pm 0,4$ km. Selon l'analyse de variance, l'interaction entre l'année de marquage et le sexe n'est pas significative ($p = 0,4609$) (Fig. 16C). De plus, la distance parcourue par les prérecrues marquées en 2002 ($5,3 \pm 0,7$ km) ne diffère pas significativement de celle parcourue par les prérecrues marquées en 2003 ($4,1 \pm 0,5$ km) ($p = 0,2922$) (Fig. 16D). Seul le sexe des individus constitue une source de variation significative ($p < 0,10$) (Fig. 16E), la distance moyenne parcourue par les femelles ($5,3 \pm 0,6$ km) étant significativement plus grande que celle parcourue par les mâles ($3,8 \pm 0,5$ km).

Individus de taille commerciale

Au total, 108 homards de taille commerciale ont été recapturés. De ce nombre, un seul individu, mâle, avait été marqué en 2002. L'ANOVA n'a donc été effectuée qu'avec un seul critère de classification (sexe) pour les homards marqués en 2003. En moyenne, les individus de taille commerciale ont parcouru $4,8 \pm 0,4$ km. Contrairement aux prérecrues, la distance moyenne parcourue par les femelles ($5,8 \pm 0,9$ km), quoique plus grande, ne diffère pas significativement de celle parcourue par les mâles ($4,4 \pm 0,4$ km) ($p = 0,2372$) (Fig. 16F).

3.4.1.2 Directions

La figure 17 présente les fréquences de directions des déplacements pour l'ensemble des homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi. De façon générale, les homards ont été recapturés à des profondeurs inférieures à 20m, de part et d'autre de la zone de marquage.

Près des trois quarts (74,0 %) des individus recapturés se sont déplacés vers le nord-est, et ce, indépendamment de l'année de marquage, du sexe et de la taille (prérecrues ou commerciaux). Cependant, parmi le groupe des prérecrues, plus de femelles (78,8 %) se sont déplacés vers le nord-est que de mâles (69,7 %). Au total, un peu plus de 14 % des individus se sont déplacés vers le sud-ouest alors que seulement 11,6 % se sont déplacés perpendiculairement à la ligne de côte dans les directions nord-ouest et sud-est. Il est à noter qu'aucune femelle ne s'est déplacée dans la direction sud-est.

3.4.1.3 Distance parcourue en fonction du sexe et de la direction de déplacement

Les homards s'étant déplacés vers le nord-est ont parcouru, en moyenne, des distances entre trois et huit fois plus grandes que ceux s'étant déplacés dans les autres directions. Pour l'ensemble des individus du secteur de Saint-Godefroi, l'interaction des facteurs sexe et direction de déplacement n'est pas significative ($p = 0,1025$) (Fig. 18A). Seule la direction est une source de variation significative (Fig. 18B) ($p < 0,0001$). Bien que les femelles aient parcouru des distances plus grandes que les mâles (Fig. 18C), l'effet indépendant du sexe des individus n'est pas significatif ($p = 0,8870$).

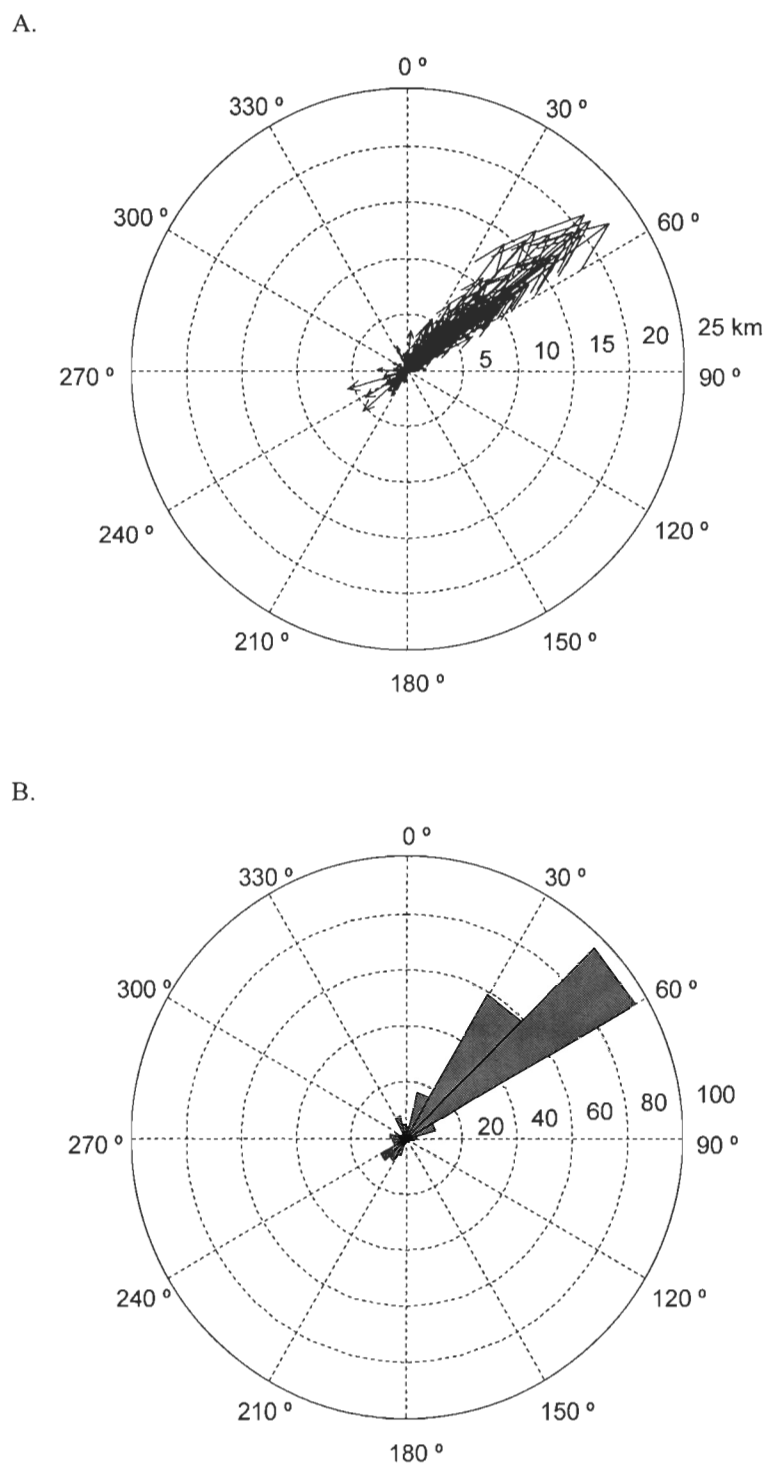


Figure 17. Déplacements des homards marqués à Saint-Godefroi (sous-zone 20B6) en 2002 et 2003 recapturés lors des saisons de pêche 2003 et 2004. A. Distance (km) et direction (°) des premières recaptures (n=258). B. Répartition de fréquence des directions (°) (en nombre de premières recaptures).

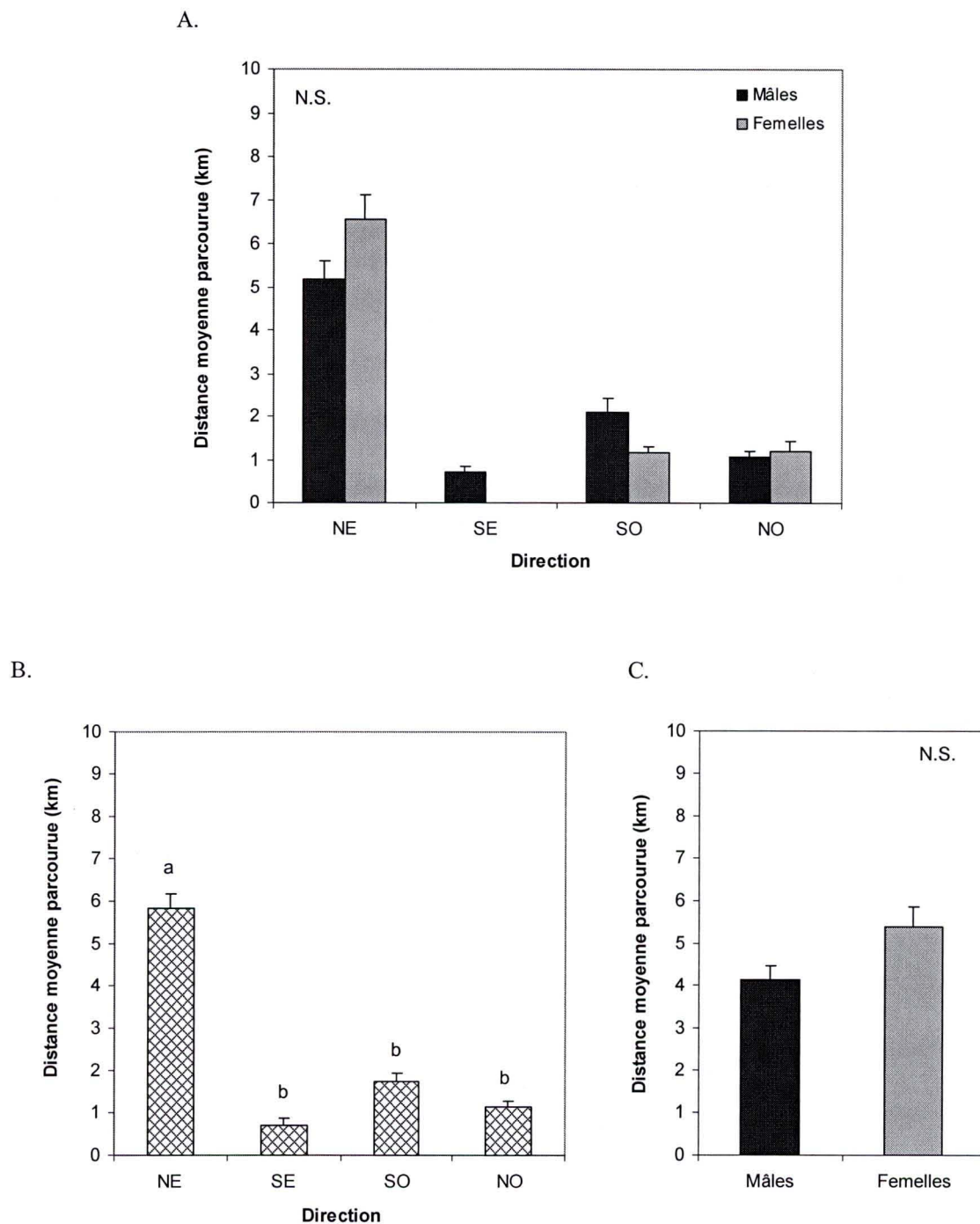


Figure 18. Distances moyennes parcourues par l'ensemble des homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone 20B6). A : En fonction du sexe et de la direction de déplacement. B : En fonction de la direction. C. En fonction du sexe des individus. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type. NE : Nord-est, SE : Sud-est, SO : Sud-ouest, NO : Nord-ouest. N.S. : Non significatif.

3.4.2 Ensemble des sites de marquage

Un total de 3848 homards (59-132 mm LC) ont été marqués dans huit localités du sud de la Gaspésie (incluant Saint-Godefroi), en 2001, 2002 et 2003. La localisation des sites de marquage, le nombre de homards marqués et le moment du marquage sont présentés à la figure 19.

Au total, 967 homards ont été recapturés dans l'ensemble des sous-zones de pêche du sud de la Gaspésie, incluant les homards marqués à Saint-Godefroi, pour un taux de recapture global de 25,1 %. Les figures 20 à 23 présentent les positions de recapture de l'ensemble des homards marqués en 2001 et 2002, aux différents sites de marquage. Le taux de recapture variait entre 12,9 et 56,2 %, selon les localités (Voir Fig. 20 à 23). Le taux de recapture des mâles était similaire à celui des femelles (26,8 % et 24,0 % respectivement). Cependant, il était deux fois plus élevé pour les individus de taille commerciale que pour les prérecrues (34,5 % et 16,7 % respectivement).

La plupart des homards (95,2 %) ont été recapturés moins d'un an après leur marquage. Les distances parcourues variaient entre 0,02 et 145,3 km, la grande majorité des homards (95,8 %) ayant toutefois parcouru des distances inférieures à 15 km. Dix-neuf homards « migrateurs », soit un peu moins de 2 % des individus recapturés, ont parcouru des distances supérieures à 25 km (variant entre 29,2 et 145,3 km) et ont été exclus des analyses statistiques. Ces homards provenaient principalement (15/19) de la partie amont de la baie des Chaleurs (zone 21).

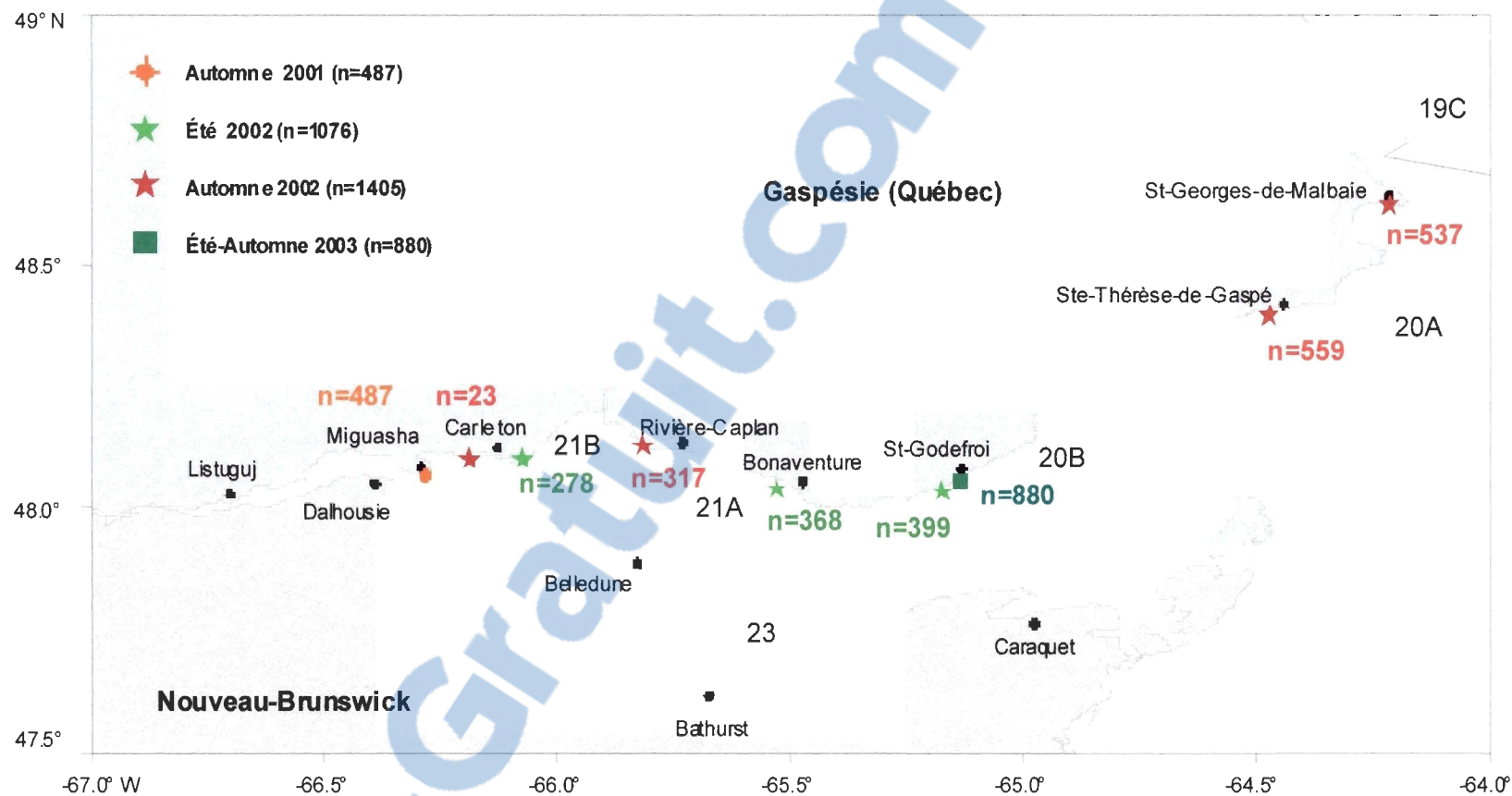


Figure 19. Localisation des huit sites de marquage sur la rive nord de la baie des Chaleurs. Un total de 3848 homards ont été marqués après les saisons de pêche 2001 à 2003.

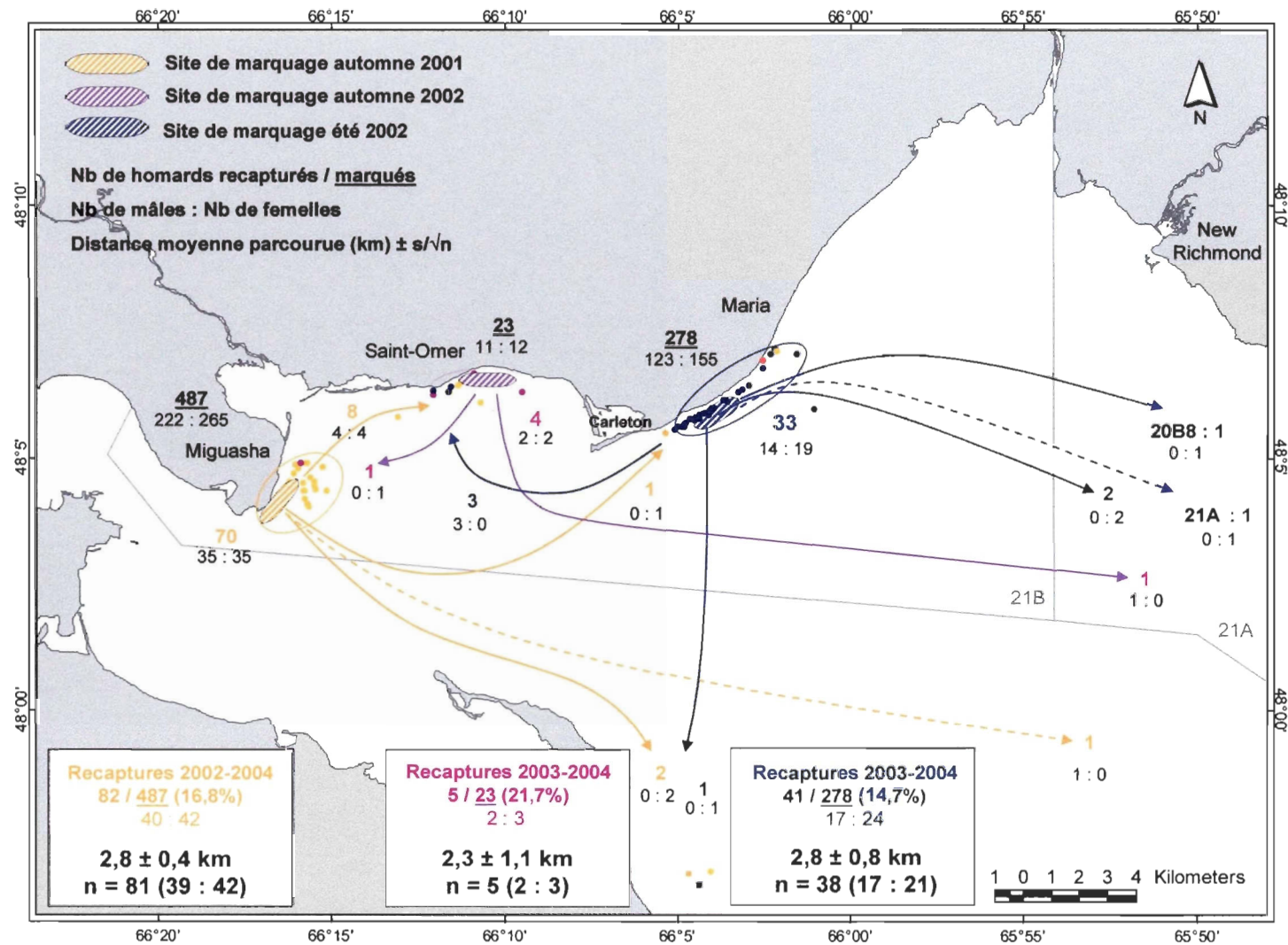


Figure 20. Sites de marquage et positions des premières recaptures des homards des secteurs de Miguasha, Saint-Omer et Maria (sous-zones 21B). Les traits pointillés indiquent les déplacements de plus de 25 km.

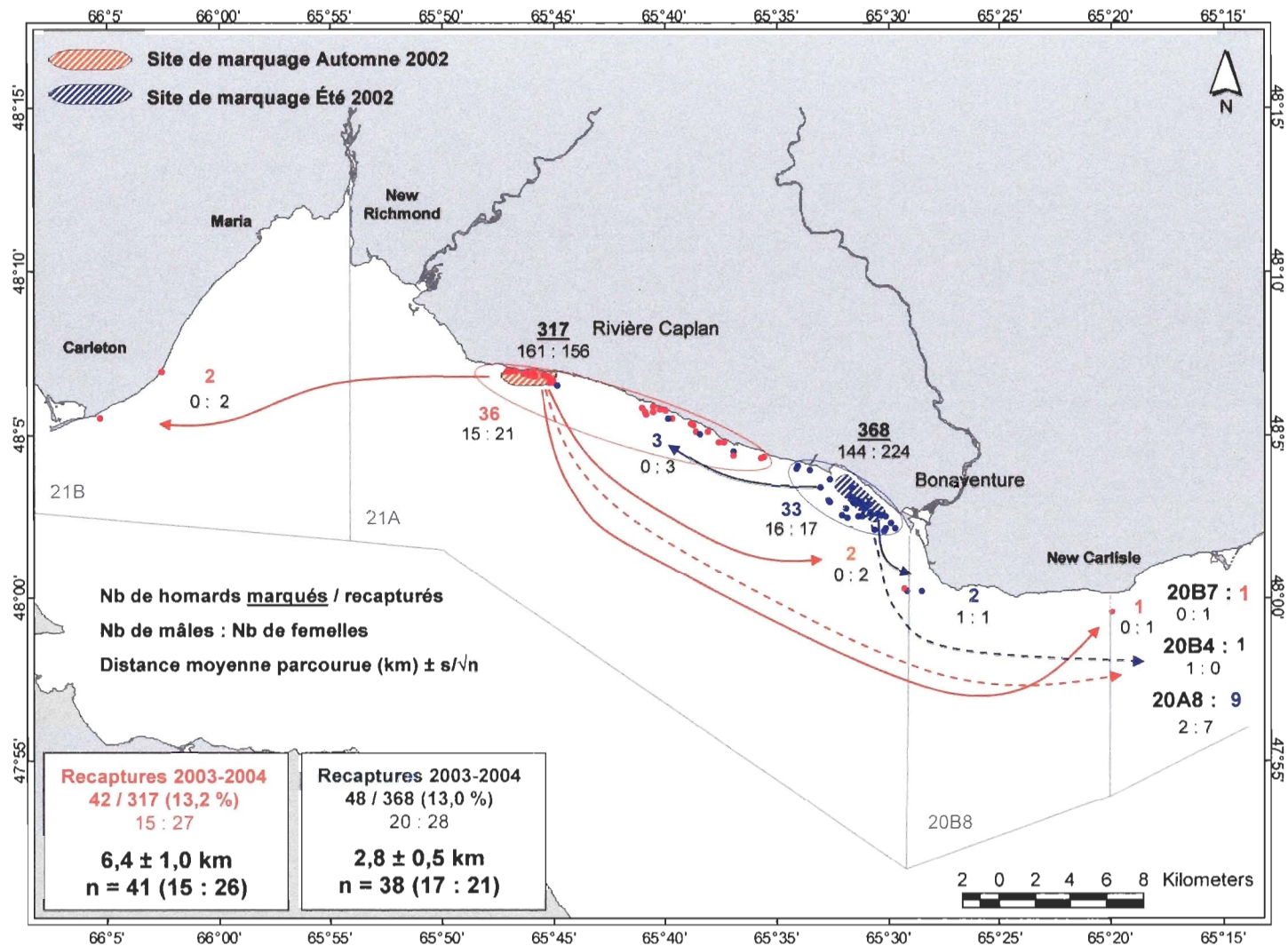


Figure 21. Sites de marquage et positions des premières recaptures des homards des secteurs de Rivière Caplan et Bonaventure (sous-zone 21A). Les traits pointillés indiquent les déplacements de plus de 25 km.

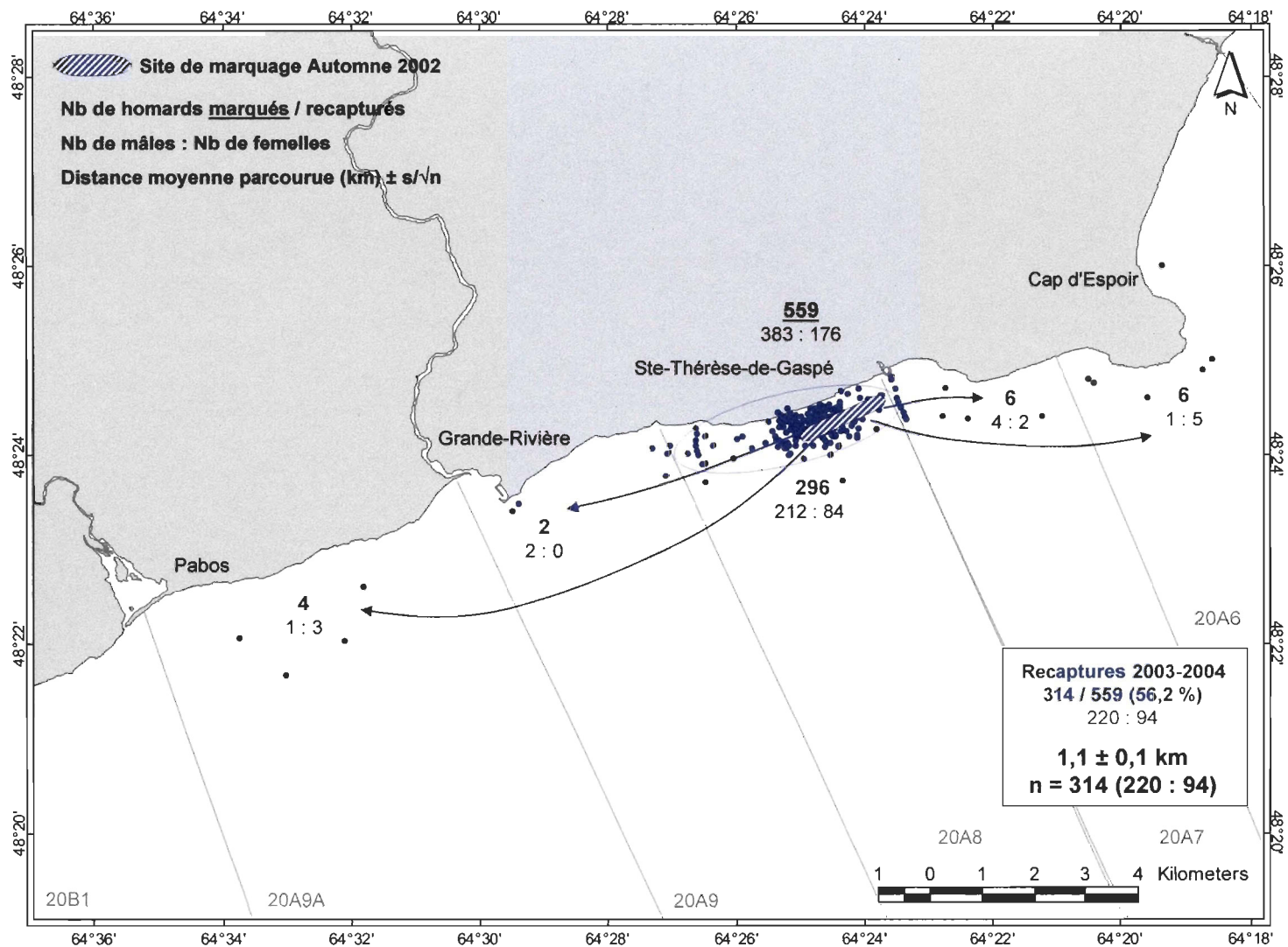


Figure 22. Site de marquage et positions des premières recaptures des homards du secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (sous-zone 20A8).

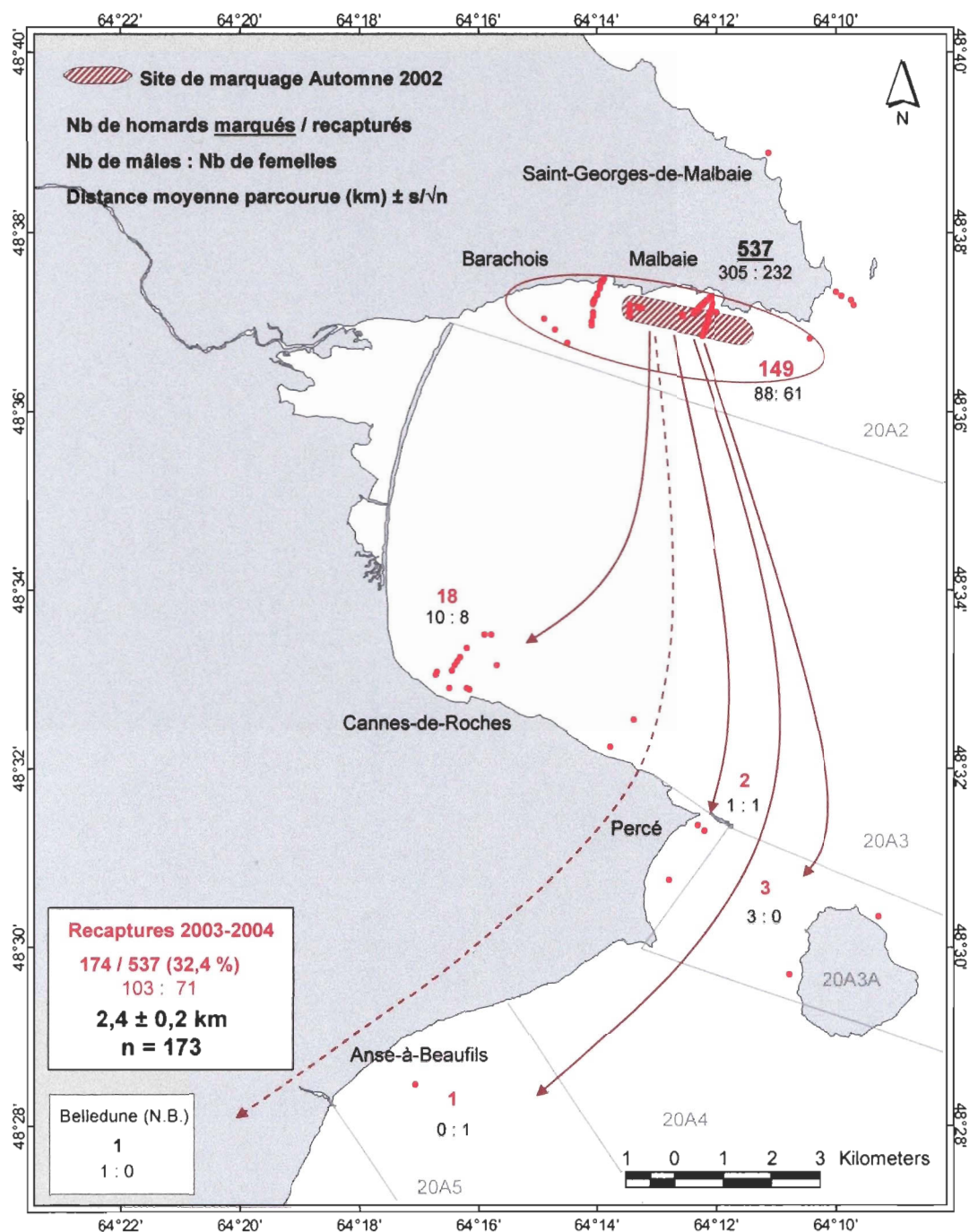


Figure 23. Site de marquage et positions des premières recaptures des homards du secteur de Malbaie (sous-zone 20A2). Les traits pointillés indiquent les déplacements de plus de 25 km.

3.4.2.1 Distances moyennes parcourues

Prérecrues

L'ensemble des prérecrues ont parcouru en moyenne $3,6 \pm 0,3$ km. Il est à noter qu'aucune prérecrue n'a été marquée dans les secteurs de Saint-Omer (21B) et de Rivière-Caplan (21A). De plus, seulement neuf prérecrues ont été marquées dans le secteur de Malbaie et une seule d'entre elle a été recapturée. Selon l'ANOVA, l'interaction entre le sexe et le site de marquage n'est pas significative ($p = 0,8236$) (Fig. 24A). De façon générale, les femelles ont parcouru de plus grandes distances que les mâles (en moyenne, $1,2 \text{ km} \pm 0,7 \text{ km}$ de plus), cependant cette différence n'est pas significative ($p = 0,1323$) (Fig. 24B). Seul le site de marquage des prérecrues semble être une source de variation significative ($p < 0,0001$) (Fig. 24C).

Le test de comparaison multiple de Tukey-Kramer révèle que la distance moyenne parcourue par les prérecrues marquées dans le secteur de Saint-Godefroi ($4,6 \pm 0,4$ km) est significativement plus grande que celles des autres sites de marquage ($p < 0,05$). En aval, les distances parcourues étaient moins grandes (autour de 2,8 km) et ne diffèrent pas significativement. C'est dans le secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (20A8), à l'entrée de la baie, que la distance parcourue était la plus faible ($1,3 \pm 0,7$ km). Cette distance est significativement différente de celles parcourues par les prérecrues des secteurs de Miguasha (21B) ($p < 0,1$) et de Saint-Godefroi ($p < 0,001$), plus en amont. Le nombre de prérecrues marquées et recapturées dans le secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé était cependant faible ($n=14$).

Individus de taille commerciale

Les individus de taille commerciale de l'ensemble des sites de marquage ont parcouru en moyenne $2,4 \pm 0,1$ km. Cette distance est significativement moins grande que celle parcourue par les prérecrues (Fig. 25) ($p < 0,0001$). Dans le cas des individus de taille commerciale, l'ANOVA a révélé que l'interaction entre le sexe et le site de marquage est significative ($p < 0,05$) (Fig. 26). Comme pour les prérecrues, la distance moyenne parcourue par les femelles était plus grande que celle parcourue par les mâles. Toutefois, cette différence n'est significative que pour un seul site de marquage (Rivière-Caplan (21A) ($p < 0,01$)). Dans ce secteur, les femelles ont, en moyenne, parcouru des distances trois fois plus grandes que les mâles. Il est cependant à noter que le taux de recapture des individus de taille commerciale dans ce secteur était plutôt faible, soit 13,4 %. De même, le taux de recapture des mâles (9,3 %) était près de deux fois inférieur à celui des femelles (16,7 %), ce qui pourrait en partie expliquer les résultats obtenus.

Les plus grandes distances parcourues ont été observées au centre de la baie, à la fois pour les mâles et les femelles. Les femelles du secteur de Rivière Caplan (21A) ont parcouru les plus grandes distances ($7,1 \pm 1,0$ km), alors que la plus faible distance moyenne parcourue ($1,1 \pm 0,1$ km) a été observée dans le secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (20A8), à l'entrée de la baie. À titre de comparaison, dans le secteur de Saint-Godefroi (20B6), les distances parcourues étaient de $4,8 \pm 0,4$ km.

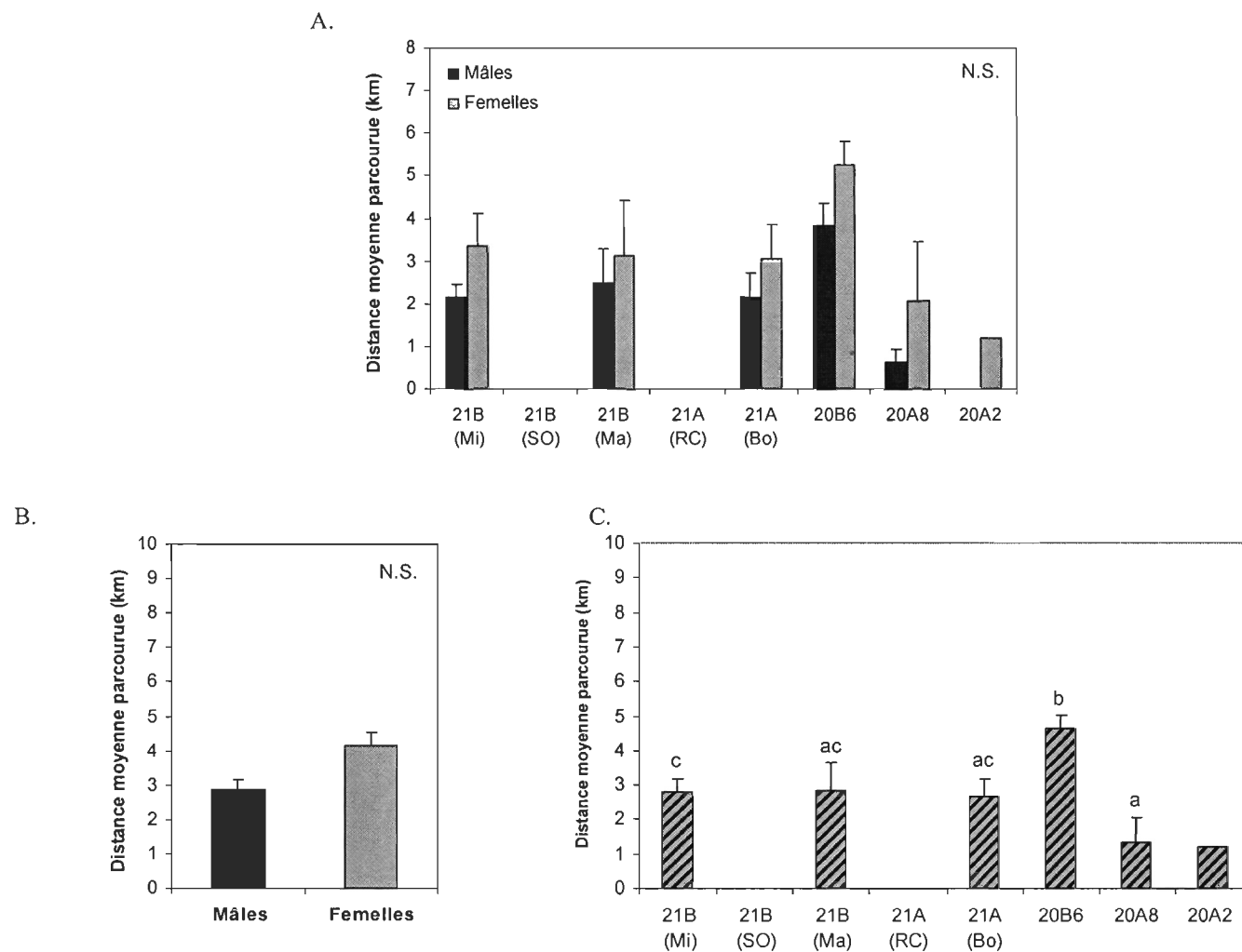


Figure 24. Distances moyennes parcourues par les prérecrues. A. Mâles et femelles en fonction du site de marquage. B. En fonction du sexe. C. En fonction du site de marquage. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type et les diverses lettres indiquent les différences significatives. 21B (Mi) : Miguasha; 21B (SO) : Saint-Omer; 21B (Ma) : Maria; 21A (RC) : Rivière-Caplan; 21A (Bo) : Bonaventure. N.S. : non significatif.

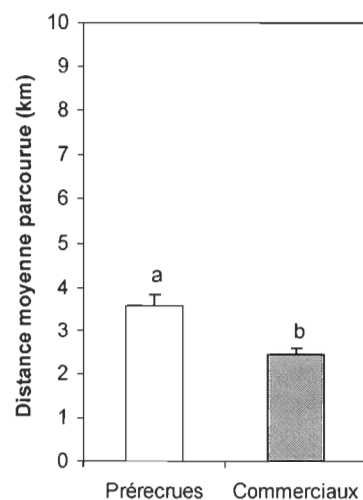


Figure 25. Distance moyenne parcourue par l'ensemble des homards recapturés en fonction de leur taille. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type et les lettres indiquent les différences significatives.

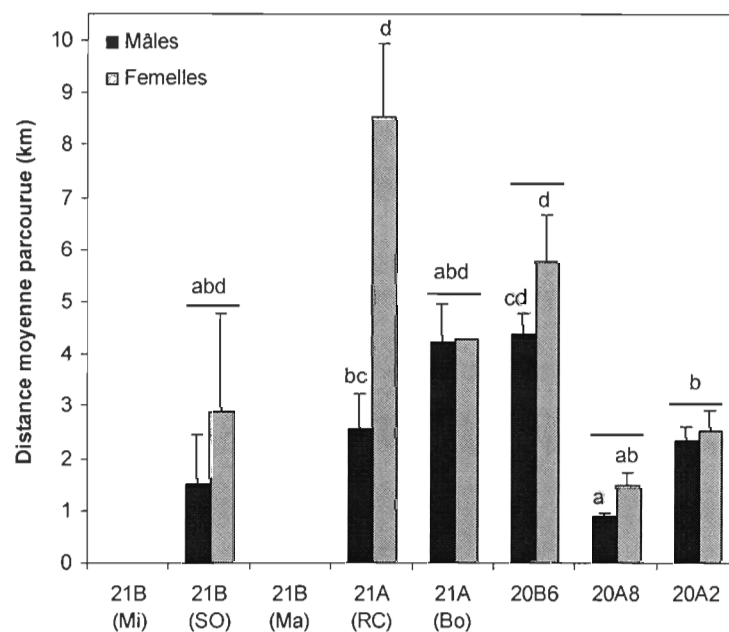


Figure 26. Distances moyennes parcourues par les homards de taille commerciale recapturés (mâles et femelles) en fonction du site de marquage. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type. Les traits indiquent les différences entre sexes pour un même site de marquage et les lettres indiquent les différences significatives entre les sites de marquage pour un même sexe. 21B (Mi) : Miguasha; 21B (SO) : Saint-Omer; 21B (Ma) : Maria; 21A (RC) : Rivière-Caplan; 21A (Bo) : Bonaventure. N.S. : non significatif.

Le test de comparaison multiple révèle que les mâles et les femelles de taille commerciale de Saint-Godefroi (20B6) parcourent de plus grandes distances que ceux et celles des secteurs de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (20A8) et de Malbaie (20A2). Toutefois, les distances parcourues par les mâles et les femelles de Saint-Godefroi ne diffèrent pas significativement de celles parcourues par les mâles et les femelles des sous-zones 21A et 21B.

La distance moyenne parcourue par les mâles de Sainte-Thérèse-de-Gaspé est significativement plus petite que celles parcourues par les mâles des autres sites ($p < 0,10$), à l'exception de ceux de Bonaventure (21A) et de Saint-Omer (21B). Les distances parcourues par les femelles des secteurs de Sainte-Thérèse-de-Gaspé et de Malbaie sont significativement plus courtes que celles parcourues par les femelles des secteurs de Rivière-Caplan (21A) et de Saint-Godefroi (20B6) (Fig. 26).

Enfin, les distances parcourues par les mâles et les femelles du secteur de Saint-Omer (21B) ne diffèrent pas significativement de celles parcourues par les mâles et les femelles des autres sites. Il est cependant à noter que seulement cinq des 20 individus de taille commerciale marqués à ce site ont été recapturés.

3.4.2.2 Directions

De façon générale, les déplacements suivaient la ligne de côte, à des profondeurs inférieures à 18 m. Les directions variaient selon les sites de marquage et la géographie de la côte (Fig. 15, 20 à 23). Dans certains secteurs (par ex. Malbaie (20A2)), les déplacements

étaient orientés dans une seule direction alors que dans d'autres (par ex. Saint-Thérèse-de-Gaspé (20A8)), ils étaient bidirectionnels, orientés de part et d'autre de la zone de marquage. Le faible nombre de prérecrues et/ou d'individus de taille commerciale, recapturés dans chacun des secteurs, fait en sorte qu'il est difficile de comparer les directions en fonction de la taille des individus.

3.4.2.3 Distance parcourue en fonction du sexe et de la direction de déplacement

Les résultats des analyses statistiques pour les individus de taille commerciale des secteurs de Sainte-Thérèse-de-Gaspé et de Malbaie (20A8 et 20A2) sont semblables à ceux du secteur de Saint-Godefroi (20B6) (section 3.4.1.3). Ainsi, l'interaction des facteurs sexe et direction de déplacement n'est pas significative (Fig. 27A et 27D) et seule la direction constitue une source de variation significative (Fig. 27 B et 27E).

Dans le secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (20A8), les individus de taille commerciale s'étant déplacés dans les directions nord-est et sud-ouest, soit parallèlement à la côte, ont parcouru des distances qui ne diffèrent pas significativement mais qui sont significativement plus grandes que ceux qui se sont déplacés dans les autres directions. Ceci pourrait tout simplement refléter le fait que les déplacements des homards et des pêcheurs qui les recapturent sont limités par la côte au nord-ouest et par les profondeurs qui augmentent au sud-est (Fig. 22).

De même, dans le secteur de Malbaie (20A2), les individus s'étant déplacés dans la direction sud-ouest ont parcouru des distances significativement plus grandes que ceux qui se sont déplacés dans les autres directions. Dans ce secteur, les déplacements sont limités

par la côte du côté nord et par les profondeurs qui augmentent rapidement du côté sud-est (zones d'ailleurs peu fréquentées par les pêcheurs). Par contre, vers le sud-ouest, les homards peuvent se rendre jusqu'à l'autre rive de la baie de Malbaie et être capturés à de faibles profondeurs dans le secteur de Cannes-de-Roche (Fig. 23).

3.4.3 Régression entre la taille des individus recapturés et la distance parcourue

Pour le secteur de Saint-Godefroi, la régression entre la taille des 258 individus marqués et le logarithme de la distance parcourue n'est pas significative ($p = 0,5280$) (Fig. 28A). Pour chacun des autres sites de marquage pris individuellement, il n'y a pas non plus de relation entre la taille et la distance parcourue.

Pour l'ensemble des homards recapturés, provenant de tous les sites, la relation entre la taille et le logarithme de la distance parcourue est très faiblement négative mais significative ($r^2 = 0,009$ et $p = 0,0028$) (Fig. 28B). L'analyse a été refaite pour chacune des grandes sous-zones de pêche 20A, 21A et 21B. Dans ce cas, la relation entre la taille et le logarithme de la distance parcourue est faiblement positive mais significative pour la zone 20A (20A8 et 20A2) ($r^2 = 0,022$ et $p = 0,0009$) (Fig. 28C), mais elle ne l'est pas pour les zones 21A (Rivière Caplan et Bonaventure) et 21B (Miguasha, Maria et Saint-Omer). Toutefois, pour l'ensemble de la zone 21 (21A et 21B combinées), la relation est faiblement positive mais significative ($r^2 = 0,034$ et $p = 0,0088$) (Fig. 28D).

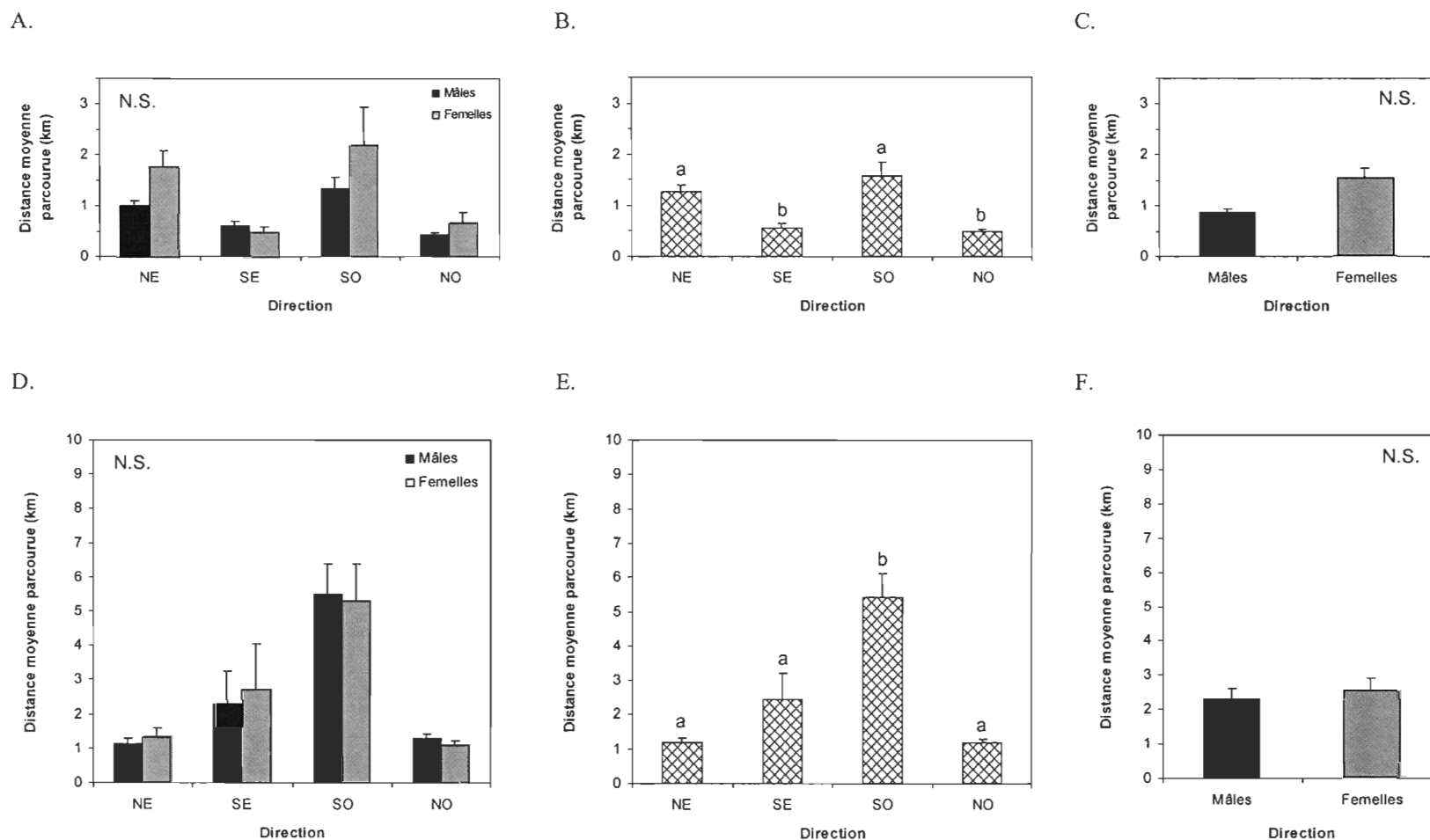


Figure 27. Distances moyennes parcourues par les homards de taille commerciale marqués dans le secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (sous-zone 20A8) et de Malbaie (sous-zone 20A2). A. 20A8 en fonction du sexe et de la direction de déplacement. B. 20A8 en fonction de la direction. C. 20A8 en fonction du sexe des individus. D. 20A2 en fonction du sexe et de la direction de déplacement. E. 20A2 en fonction de la direction. F. 20A2 en fonction du sexe des individus. Les barres-d'erreur correspondent à l'erreur type. NE : Nord-est, SE : Sud-est, SO : Sud-ouest, NO : Nord-ouest. N.S. : Non significatif.

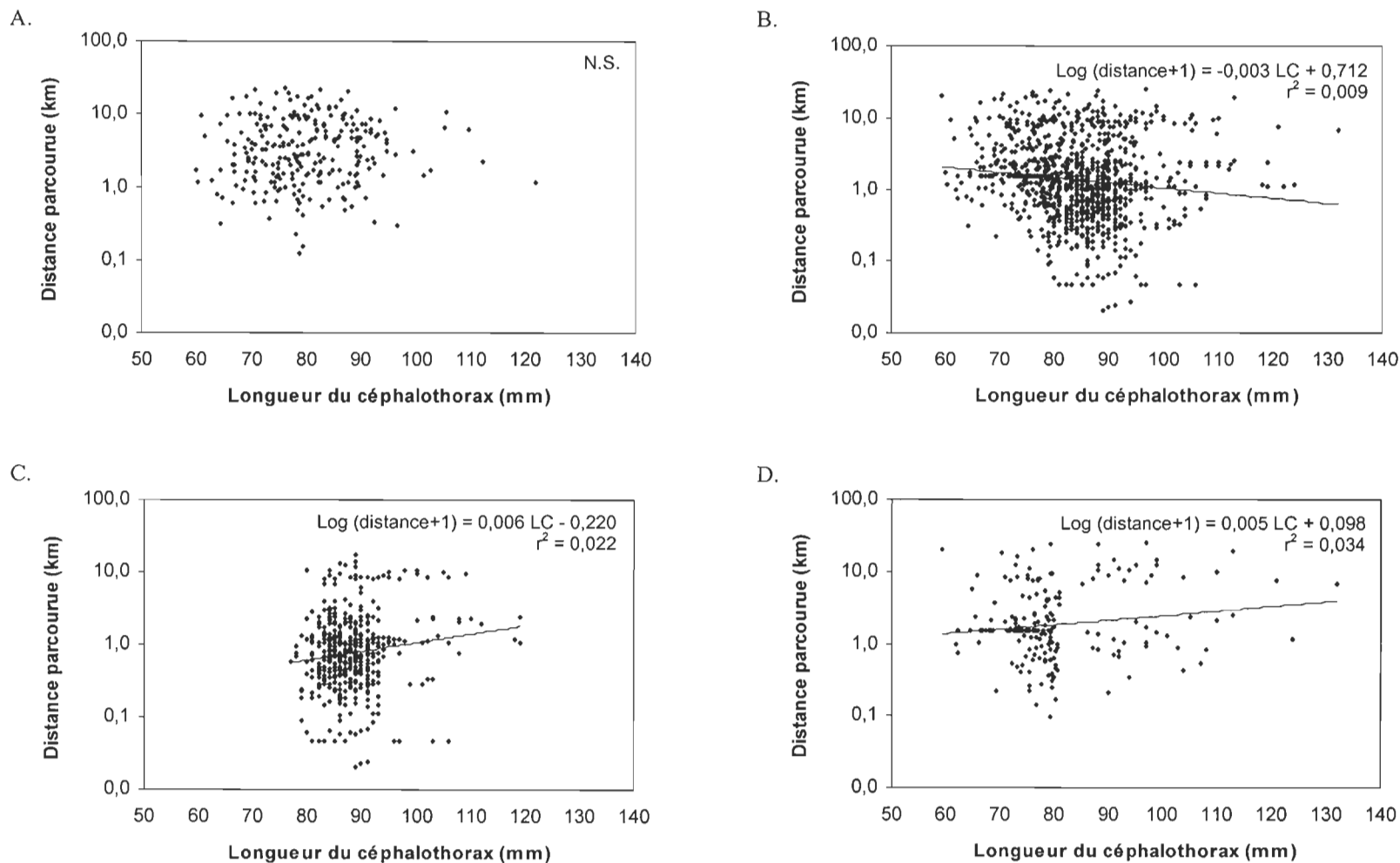


Figure 28. Relation entre la taille des individus recapturés (LC mm) et la distance parcourue (km). A : individus marqués dans la zone 20B6 (secteur de Saint-Godefroi) (n=258). B : Ensemble des individus (n=948). C : individus marqués dans la sous-zone 20A (Sainte-Thérèse-de-Gaspé (20A8), Malbaie(20A2) (n=487). D : individus marqués dans la zone 21 (Bonaventure, Rivière-Caplan (21A), Miguasha, Saint-Omer et Maria (21B)) (n=203).

3.4.4 Recaptures en relation avec les sous-zones de pêche

Dans l'ensemble, en incluant les homards « migrants », 55,9 % (146/261) des homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi ont été recapturés dans la sous-zone 20B6, incluant les deux sous-zones de chevauchement 20B5-20B6, à l'est, et 20B6-20B7, à l'ouest. Il s'agit de zones « tampon » où les pêcheurs des deux sous-zones adjacentes ont l'autorisation de pêcher. Les taux de recapture à l'intérieur de la sous-zone 20B6 diffèrent cependant pour les deux années de marquage : 48,6 % des individus marqués en 2002 et 58,8 % de ceux marqués en 2003.

En raison du chevauchement des sous-zones de pêche, la proportion des individus recapturés par des pêcheurs des sous-zones adjacentes est, en réalité, plus élevée que la proportion de homards s'étant véritablement déplacés jusqu'à l'extérieur de la sous-zone 20B6. Ainsi, des 146 homards recapturés dans la sous-zone 20B6, 21 (dont 14 déclarés par des pêcheurs de la sous-zone 20B7) ont été recapturés dans la zone tampon des sous-zones 20B7 et 20B6 alors que 24 (dont 11 déclarés par des pêcheurs de la sous-zone 20B5) ont été recapturés dans la zone tampon des sous-zones 20B6 et 20B5. Les proportions de homards recapturés par des pêcheurs de la sous-zone 20B6 sont semblables, tant pour l'ensemble des homards (46,4 %) que pour les individus marqués en 2002 et ceux marqués en 2003 (respectivement 43,2 % et 47,6 %).

Au total, pour ces deux années, 102 individus marqués à Saint-Godefroi ont été recapturés dans les deux sous-zones adjacentes, soit 58 à l'est, dans la sous-zone 20B5, et 13 dans la sous-zone 20B7, adjacente à l'ouest. La tendance à se déplacer vers l'est

semblait plus marquée en 2002 puisque 47,3 % (35/74) des homards marqués en 2002 ont été recapturés dans des secteurs adjacents à l'est, comparativement à 33,9 % (64/187) pour les homards marqués en 2003. Un seul individu marqué en 2002 et 12 marqués en 2003 ont été recapturés dans la sous-zone adjacente à l'ouest (20B7).

Le pourcentage de homards marqués et recapturés dans la sous-zone 20B6 (55,9 %) est inférieur à la moyenne pour l'ensemble des sites de marquage (64,2 %). Pour les autres sites de marquage, à l'exception de celui de Bonaventure (21A), les proportions de homards marqués et recapturés dans la même sous-zone sont plus élevées, variant entre 80,0 et 94,3 % (Tab. II). Il est à noter que puisque les distances linéaires de côte et les superficies des sous-zones diffèrent, les probabilités de recapture dans la même sous-zone varient d'un secteur à l'autre.

Tableau II. Proportion des homards marqués et recapturés dans la même sous-zone (distance linéaire de côte mesurée au 0,5 km près).

Sous-zone de marquage et de recapture	Distance linéaire de côte (km)	Pourcentage des recaptures
21B (Mi)	47,5	85,4
21B (SO)		80,0
21B (Ma)		80,5
21A (RC)	41,0	85,7
21A (Bo)		68,8
20B6	9,0	55,9*
20A8	4,5	94,3
20A2	49,0	85,6
Total		64,2
Total excluant 20B6		88,0

*incluant les recaptures dans les sous-zones de chevauchement 20B5/B6 et 20B6/B7

3.5 Discussion

3.5.1 Distances moyennes parcourues

Les distances moyennes parcourues par les homards marqués sur la rive nord de la baie des Chaleurs (1,1 à 6,2 km selon les sites de marquage) sont comparables à celles rapportées par Comeau et Savoie (2002) pour la rive sud de la baie. Les distances parcourues étaient également comparables à ce qui avait été observé par Corriveau et Tremblay (1948) dans le secteur de Grande-Rivière.

Toutefois, ces distances sont inférieures à celles observées pour d'autres localités du golfe du Saint-Laurent, où elles sont généralement supérieures à 10 km (à l'est du Nouveau-Brunswick, du côté nord de l'Île du Prince-Édouard, dans le détroit de Northumberland et à l'embouchure de la baie St. Georges). Or, les déplacements seraient souvent plus longs dans certaines baies et aux endroits où le plateau, entre 0 et 30 m, s'étend sur une plus grande superficie (Comeau et Savoie, 2002). De plus, dans les habitats où les abris, la nourriture, la température et la salinité ne sont pas optimaux, les homards pourraient se déplacer plus souvent et sur de plus longues distances que dans les milieux favorables (Watson *et al.*, 1999).

La distance moyenne parcourue par les homards marqués dans le secteur de Saint-Godefroi ($4,7 \pm 0,3$ km) est supérieure à la moyenne globale pour l'ensemble des sites de marquage de la rive nord de la baie des Chaleurs ($2,8 \pm 0,1$ km). Dans la présente étude, les distances moyennes parcourues étaient plus grandes et plus variables au centre de la baie

qu'aux extrémités. L'inverse aurait toutefois été observé sur la rive sud de la baie : les distances étaient plus courtes (2,4 à 3,5 km) au centre de la baie et plus grandes (7,4 à 8,7 km) aux extrémités (Comeau et Savoie, 2002). L'ampleur des déplacements dans les différentes localités pourrait être liée à la bathymétrie et à la topographie des fonds. Sur la rive sud de la baie, les homards parcourraient de plus longues distances dans les secteurs où les eaux peu profondes (< 20 m) s'étendent plus loin par rapport à la côte (Comeau et Savoie, 2002). Une telle relation n'a pas été observée pour la rive nord de la baie.

Comme pour certains sites étudiés sur les rives de la baie des Chaleurs, les femelles semblaient avoir parcouru de plus grandes distances que les mâles. La différence n'était toutefois significative que dans le cas des prérecrues du secteur de Saint-Godefroi (20B6) et pour celui des individus de taille commerciale de Rivière-Caplan (21A). Cette tendance des femelles à parcourir de plus grande distances pourraient être liée à la nécessité de rencontrer les exigences thermiques associées à la reproduction (chapitre 1) ou encore être un effet découlant de la compétition intraspécifique pour l'espace.

Pour l'ensemble des sites de marquage, les prérecrues se sont déplacées sur de plus grandes distances que les individus de taille commerciale. Il a été impossible de distinguer l'effet du site de marquage de celui de la catégorie de taille puisque le moment du marquage influençait fortement les proportions de prérecrues et d'individus de taille commerciale marqués. Or, selon toute vraisemblance, pour un même site, les homards marqués à l'automne, inactifs durant l'hiver, pourraient parcourir des distances plus courtes que ceux marqués au printemps (Watson *et al.*, 1999). Pour Saint-Godefroi, seul site où il y

avait suffisamment d'individus des deux classes de taille afin d'effectuer la comparaison, l'analyse n'a pas révélé de différence significative entre la distance parcourue par les prérecrues et celle parcourue par les individus de taille commerciale. Il est à noter que la plupart des prérecrues marquées au début de l'été ont mué durant l'été avant d'être recapturées à une taille plus grande, potentiellement commerciale, lors de la saison de pêche suivante. En ce sens, il n'est pas surprenant qu'il n'y ait pas de différence entre les distances parcourues par les prérecrues et les recrues.

Bien que dans l'ensemble la distance moyenne parcourue par les prérecrues soit significativement plus grande que celle parcourue par les individus de taille commerciale, les analyses de régression effectuées pour l'ensemble des homards recapturés, de même que celles effectuées pour les homards des zones 21 et 20A ne démontrent pas de relation claire entre la taille et la distance parcourue. Ces résultats correspondent à ce qui avait été observé par Comeau et Savoie (2002), pour le sud du golfe du Saint-Laurent (incluant la rive sud de la baie des Chaleurs). La relation entre la taille et la distance parcourue est très faible et change de sens selon les zones. Elle est positive dans la partie amont de la baie (zone 21) et à l'extérieur (sous-zone 20A), alors qu'elle est négative en considérant l'ensemble des homards recapturés. Au centre de la baie, il ne semble pas y avoir de relation entre ces deux variables. Dans chaque cas, la régression a pu être affectée par la taille relative des homards considérés. De façon générale, très peu de homards marqués et recapturés mesuraient plus de 100 mm. Afin de déterminer s'il y a vraiment une relation entre la taille et la distance parcourue à l'échelle de la baie, il faudrait être en mesure de marquer plus d'individus de grande taille, et ce, à différents sites.

Les directions de déplacement étaient variables selon les sites de marquage mais la plupart des homards semblaient suivre la ligne de côte. L'ampleur et la direction des déplacements sont possiblement liées à la topographie et aux conditions hydrodynamiques locales. À titre d'exemple, des phénomènes de remontée et de plongée d'eaux engendrent parfois des variations de température de plusieurs degrés Celsius, ce qui pourrait, avec les courants locaux, influencer les déplacements des homards.

Le fait qu'un homard soit recapturé non loin de l'endroit où il a été marqué ne signifie pas pour autant qu'il ne s'est pas déplacé sur des distances considérables, entre le moment du marquage et celui de la recapture. Les valeurs calculées donnent un aperçu de la dispersion à moyen terme (moins d'un an). De plus, les distances parcourues réfèrent à des distances linéaires entre les positions de marquage et de recapture et, puisque la côte n'est pas parfaitement rectiligne, les déplacements de moyenne et grande amplitudes (> 10km) peuvent avoir été sous-estimés. Cependant, l'effet de ces sous-estimations sur les distances moyennes calculées est probablement peu important.

Le taux de recapture de l'ensemble des homards marqués dans le cadre de cette étude est plus faible que celui obtenu dans d'autres études du même genre (Comeau *et al.*, 1998; Landsburg, 1991). Le taux de recapture dépend, entre autres, du type d'étiquette utilisé, du moment du marquage et du niveau de collaboration des pêcheurs (Comeau *et al.*, 1999; Comeau et Mallet, 2003; Landsburg, 1991). Dans certaines localités (Saint-Godefroi (20B6), Bonaventure (21A) et Maria (21B)), des homards ont été marqués en juillet, juste avant la mue, alors qu'ils sont plus vulnérables (Moriyasu *et al.*, 1995). Certains individus

pourraient avoir perdu leur étiquette en même temps que leur carapace ou encore n'avoir pas survécu au marquage. Ceci ajouté à la sélectivité des casiers pourraient expliquer le taux de recapture plus faible des prérecrues. Cependant, même lorsque les individus sont marqués à l'automne, après la mue, il semble que le taux de perte d'étiquette, après 8 à 12 mois, puisse atteindre 18 % (Rowe et Haedrich, 2001).

Les données de recapture provenant de pêcheurs commerciaux doivent être interprétées avec précaution (Campbell, 1989; Campbell et Stasko, 1985, 1986; Fogarty *et al.*, 1980). Ces données peuvent démontrer davantage la distribution spatiale et temporelle de l'effort de pêche que l'ensemble des déplacements effectués. Les pêcheurs concentrent habituellement leurs casiers dans des secteurs de forte productivité, bien qu'à l'occasion ils puissent placer quelques casiers exploratoires. De plus, dans cette étude, l'efficacité du système de retour d'étiquettes est difficile à évaluer et plusieurs homards recapturés pourraient ne pas avoir été déclarés. Contrairement à d'autres études de marquage-recapture, aucun incitatif monétaire n'était associé à la transmission des informations de recapture. Malgré ces réserves, les expériences de marquage recapture fournissent d'importantes informations sur les déplacements des homards.

3.5.2 Interactions entre les homards provenant de différentes sous-zones :

3.5.2.1 Perspective pour la gestion de la pêcherie

De façon générale, il semble qu'il y ait peu d'interactions entre les homards des différentes sous-zones de pêche. En moyenne, en excluant les homards marqués à Saint-Godefroi (20B6) et Bonaventure (21A), 89,4 % des homards marqués en un site sont

recapturés dans la même sous-zone de pêche. Plusieurs sous-zones de pêche sont très étroites et bien que les déplacements des homards soient limités, il est probable qu'une certaine proportion des individus se déplacent vers des sous-zones adjacentes. Ainsi, pour une sous-zone donnée, le bilan des déplacements au niveau de l'abondance locale pourrait être positif (plus d'entrées dans la sous-zone que de sorties), négatif (plus de sorties que d'entrées) ou nul (un nombre égale d'entrées et de sorties). N'ayant pas de données de déplacements pour l'ensemble des sous-zones de la Gaspésie, il est difficile de statuer de l'importance de ce phénomène à l'échelle de la baie des Chaleurs.

Néanmoins, dans le secteur de Saint-Godefroi, la tendance au déplacement vers l'est des individus pourrait contribuer à un bilan migratoire négatif. Ces « pertes » sont peut-être compensées par une entrée d'individus ou une production locale. Dans cette optique, il serait intéressant de dresser un bilan migratoire complet du secteur. Des études de marquage pourraient être effectuées dans les sous-zones adjacentes afin de caractériser les déplacements et de voir dans quelle mesure ceux-ci contribuent à l'arrivée de homard dans la sous-zone 20B6.

Dans le secteur de Saint-Godefroi, les déplacements des prérecrues ne semblaient pas plus importants que ceux des individus de taille commerciale. La probabilité de sortie de la sous-zone semble donc égale pour les prérecrues et les individus de taille commerciale. Ainsi l'augmentation de la taille minimale de capture n'aurait pas engendré une situation où plus de homards sortent de la zone qu'auparavant et où la remise à l'eau des prérecrues diminuerait leurs chances d'être recapturées dans la pêcherie locale, l'année suivante.

Dans la sous-zone 20B6, la grande majorité des homards ont été recapturés au nord-est des sites de marquage. L'écart observé entre la distance moyenne parcourue en direction nord-est et celles observées dans les autres directions pourrait aussi simplement refléter l'intensité de pêche, qui est beaucoup plus élevée dans les sous-zones situées à l'est que dans celles situées à l'ouest des sites de marquage. Ainsi, même si un homard se déplaçait dans la direction sud-ouest, il aurait moins de chance d'être recapturé. Dans certains cas, un effort d'échantillonnage (dans ce cas-ci de pêche), qui n'est pas distribué de façon homogène, superposé à des déplacements aléatoires, peut même résulter en une tendance apparemment directionnelle (Fogarty *et al.*, 1980). De plus, les incitations, motivations et facilités pour rapporter les homards n'étaient peut-être pas les mêmes d'une sous-zone de pêche à l'autre. La probabilité de recapture pourrait également varier d'une sous-zone à l'autre si, à l'intérieur de celles-ci, les conditions environnementales sont différentes au point d'affecter la capturabilité locale. Des études ont d'ailleurs révélé que la capturabilité est variable en fonction du sexe et de la taille, et ce, d'une région et d'une saison à l'autre (Miller, 1995a; Tremblay *et al.*, 2001; Tremblay *et al.*, 2006).

3.5.2.2 Homards « migrants »

Seulement 19 individus, soit 2 % des individus recapturés, ont parcouru des distances excédant 25 km. De ce nombre, neuf, marqués à Bonaventure, auraient été recapturés dans le secteur de Sainte-Thérèse-de-Gaspé (sous-zone 20A8), après avoir parcouru des distances de l'ordre de 90 km en moins d'un an (sauf pour un individu). Ces données sont étonnantes, considérant qu'un seul homard provenant de Bonaventure aurait été recapturé

entre ces deux localités. Les numéros d'étiquette rapportés par les pêcheurs de la sous-zone 20A8 pourraient être erronés, cependant la probabilité que les neuf numéros d'étiquette soient inexacts est plutôt faible. En excluant les neuf individus recapturés dans la sous-zone 20A8, la proportion de homards marqués à Bonaventure et recapturés dans le même secteur s'élève à 75 %.

Un homard, marqué dans le secteur de Malbaie, aurait parcouru plus de 100 km avant d'être recapturé à Belledune, au Nouveau-Brunswick, plus de 20 mois plus tard. Les neuf autres individus « migrants », la plupart (7) recapturés moins d'un an plus tard, auraient parcouru des distances inférieures à 50 km.

L'absence de déplacements de grande amplitude, dans cette étude et dans le golfe du Saint-Laurent en général, peut être en partie expliquée par la présence de la couche intermédiaire d'eau froide. Dans le golfe, la thermocline, typiquement située entre 15 et 25 m, s'enfonce en début de saison (Drinkwater *et al.*, 2006) et peut atteindre des profondeurs de l'ordre de 20 brasses (37 m) (Lauzier *et al.*, 1957). Dans le secteur de Saint-Godefroi, en juillet, la thermocline se situe entre 5 et 10 m et s'enfonce progressivement pour atteindre environ 30 m en octobre.

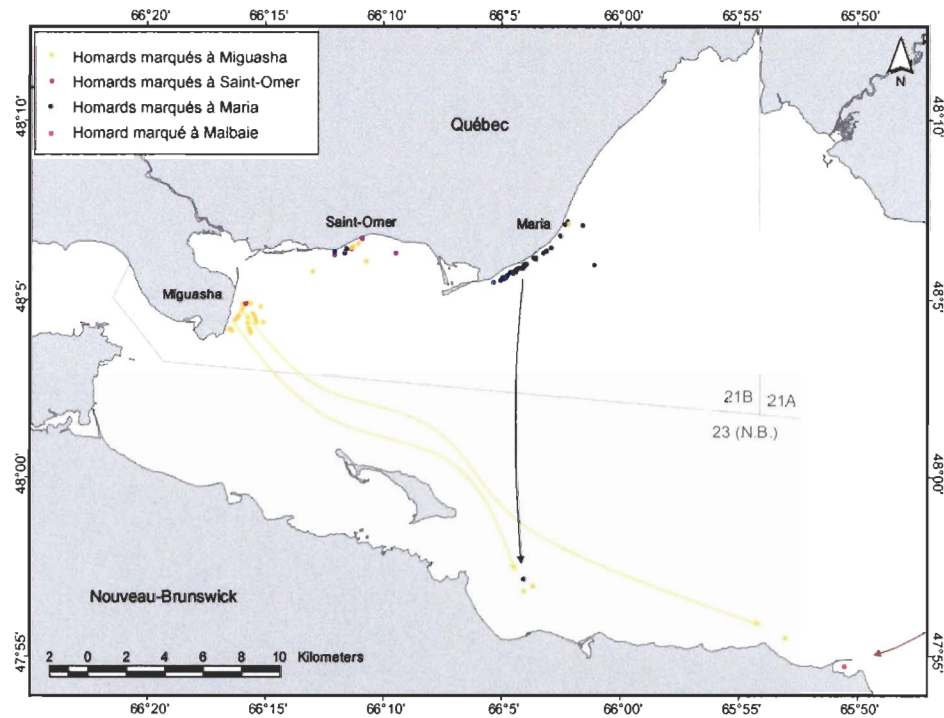
L'augmentation des températures au printemps amène le déplacement des individus vers les zones peu profondes, au fur et à mesure que la thermocline se stabilise. Durant l'automne, le mélange des eaux rend les températures plus homogènes, permettant les déplacements des homards à de plus grandes profondeurs et sur de plus grandes distances. Les homards n'auraient toutefois pas avantage à se rendre sous la couche intermédiaire

froide (CIF) puisqu'à ces profondeurs, les températures sont froides tout au long de l'année. En plus de conditionner l'ampleur des déplacements saisonniers de la côte vers le large, la thermocline constitue en quelque sorte une barrière empêchant la migration d'une région à l'autre, comme par exemple d'une rive à l'autre de la baie des Chaleurs.

Dans la partie amont de la baie (zone 21), les profondeurs ne dépassent pas 20 m. Les homards de cette partie de la baie sont donc susceptibles de se déplacer jusqu'au Nouveau-Brunswick. Or, dans cette étude, très peu de homards marqués dans les différentes localités de la zone 21 semblent s'être déplacés vers la rive sud de la baie. Seulement cinq homards, celui de Malbaie et quatre marqués dans la sous-zone 21B (3 à Miguasha et 1 à Maria), auraient été recapturés au Nouveau-Brunswick (zone de pêche 23) (Fig. 28A). Ceci représente seulement 3,7 % des recaptures des homards marqués à Miguasha. Ce pourcentage est de beaucoup inférieur au 23 % observé par Marcotte (1954) (Fig. 28B).

Il est donc probable qu'un certain nombre de homards recapturés au Nouveau-Brunswick n'aient pas été déclarés dans le cadre de la présente étude (le système de recapture dans le cadre de cette étude ayant été peu encadré au Nouveau-Brunswick). Le déplacement d'individus du Nouveau-Brunswick vers le Québec n'a jamais été documenté (M. Comeau, comm. pers.) mais il est très probable que, dans la partie amont de la baie, certains individus effectuent le trajet contraire, se déplaçant de la rive sud vers la rive nord.

A.



B.

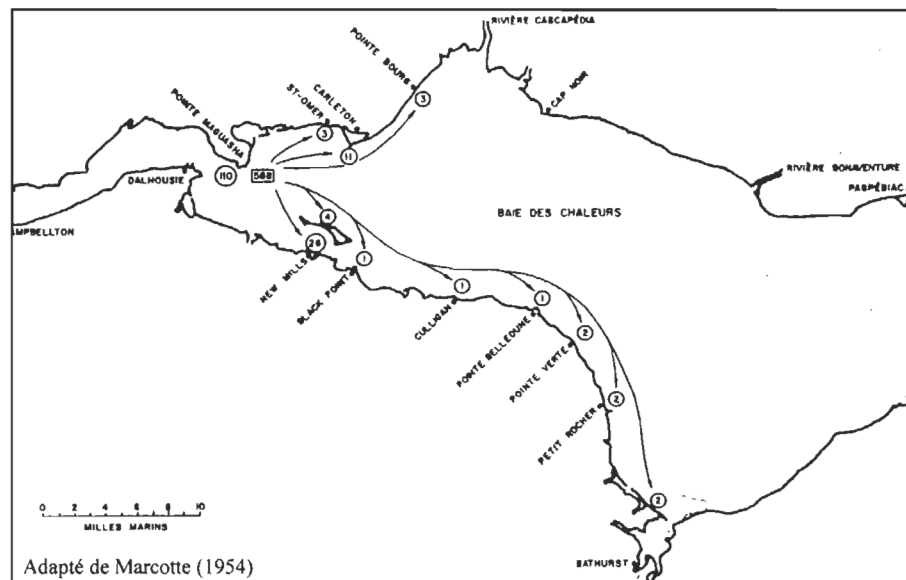


Figure 29. Recaptures dans la zone 23 (Nouveau-Brunswick) de homards marqués sur la rive nord de la baie des Chaleurs (Qc). A. Homards marqués en 2001-2002 recapturés en 2002-2003. B. Homards marqués en 1953 recapturés en 1954 par Marcotte (1954).

En conclusion, la caractérisation des déplacements parallèles à la côte effectués par les homards des différentes zones est essentielle afin de mieux comprendre les relations entre les stocks, les populations et la dynamique de la pêcherie à l'échelle de la baie des Chaleurs. Les homards de certains secteurs, dont celui de Saint-Godefroi, se déplacent plus que ceux provenant d'autres secteurs et les facteurs à l'origine de ces différences ne sont pas connus. Les causes de ces déplacements pourraient être en partie liées aux caractéristiques de l'habitat et aux conditions hydrodynamiques (chapitre 5). Ces dernières pourraient notamment expliquer la tendance directionnelle des déplacements dans le secteur de Saint-Godefroi.

CHAPITRE 4

Chevauchement spatio-temporel des pêcheries de homard et de pétoncle

Dans plusieurs régions côtières, des tensions sont apparues entre les pêcheurs utilisant des engins de pêche fixes et ceux utilisant des engins de pêche mobiles (Kaiser *et al.*, 2000b; Messieh *et al.*, 1991). Dans les Maritimes et plus récemment au Québec, c'est notamment le cas de la pêche au pétoncle qui entre fréquemment en conflit avec d'autres activités côtières, dont la pêche du homard (Jamieson et Campbell, 1985; Robichaud *et al.*, 1987; Roddick et Miller, 1992). Cette pêche pourrait être une des activités côtières les plus susceptibles d'affecter le homard dans le secteur de Saint-Godefroi.

4.1. Effets de la pêche au pétoncle sur les populations de homard et leur habitat

4.1.1 Pêche au pétoncle en Gaspésie

Dans la baie des Chaleurs, trois pêcheurs sont autorisés à pêcher le pétoncle à des profondeurs supérieures à 10 brasses (18 m) entre le 1^{er} mai et le 15 août et à des profondeurs supérieures à 15 brasses (27 m) entre le 16 août et le 30 septembre. La somme totale de la largeur des paniers des dragues utilisées ne doit pas excéder 7,3 m. Depuis 2006, la drague « Digby » est le seul engin autorisé. Les gisements exploités se situent principalement dans les secteurs de Bonaventure (sous-zones de pêche au homard 21A et 20B8), Saint-Godefroi (sous-zone 20B6), Gascons (sous-zone 20B2), Chandler (sous-zones

20B1 et 20A10) et Malbaie (sous-zones 20A3 et 20A2). Depuis 2000, la pêche est principalement dirigée vers le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*).

Les débarquements de pétoncle dans la baie des Chaleurs ont augmenté progressivement dans les années 1990, pour atteindre un sommet de près de 37 tonnes de muscles en 1999. La forte hausse des débarquements en 1998-1999 a été attribuée au redéploiement de l'effort de pêche vers le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) (MPO2005b). Les débarquements ont ensuite diminué et ont atteint un minimum historique de 2,9 tonnes en 2004, ce qui représentait une baisse de 35 % par rapport à 2003. En 2004, les rendements en poids estimés lors de l'échantillonnage en mer étaient toutefois supérieurs à ceux obtenus entre 2001 et 2003. Les débarquements étaient de nouveau à la hausse en 2005 avec 3,7 tonnes de muscles.

La diminution constante des captures de pétoncle de la Gaspésie entre 1999 et 2004 s'explique principalement par une diminution de l'effort de pêche. Celle-ci serait en partie attribuable au retrait de deux permis sur cinq en 2003, à la diminution du prix du pétoncle sur le marché et à l'attribution aux pêcheurs de pétoncle d'allocations temporaires pour d'autres espèces (MPO, 2005b), notamment de crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*).

4.1.2 Conflits d'usage

De façon générale, les conflits d'usage périodiques observés entre pêcheurs de pétoncle et pêcheurs de homard seraient en partie attribuables au déclin des stocks de pétoncle et à l'accroissement de l'effort de pêche en découlant (Jamieson et Campbell, 1985; Messieh *et al.*, 1991). Les dragues à pétoncles ratisseraient des fonds chevauchant les

secteurs traditionnels de pêche au homard. Dans ces secteurs, les gisements de pétoncle sont souvent marginaux, en raison d'un faible chevauchement spatial et temporel des deux espèces. Les gisements de pétoncle sont associés aux substrats grossiers de gravier (Stewart et Arnold, 1994; Stokesbury et Himmelman, 1995), habituellement moins fréquentés par le homard adulte. Néanmoins, là où les deux espèces cohabitent en densités suffisantes pour être pêchées commercialement, il semblerait que les pertes de homards attribuables au passage des dragues soient minimales (Jamieson et Campbell, 1985; Pringle et Jones, 1980; Robichaud *et al.*, 1987; Roddick et Miller, 1992; Scarratt, 1975).

Au sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (ZPH 34), la surveillance des prises accessoires de homard dans la pêche au pétoncle est effectuée sur une base régulière depuis 2001. La pêche au pétoncle ne semble pas avoir d'effets immédiats sur les débarquements de homard de ce secteur (MPO, 2006). D'année en année, les prises accessoires sont faibles en comparaison avec les débarquements de homard.

4.1.3 Impacts des engins de pêche mobiles sur les populations de homards

Quelques études ont été effectuées afin de décrire les impacts spécifiques des dragues et des chaluts sur les populations de homard (Gibson et Angell, 1996; Jamieson et Campbell, 1985; Pringle et Jones, 1980; Robichaud *et al.*, 1987; Roddick et Miller, 1992; Scarratt, 1975; Smith et Howell, 1987; Spurr, 1978). Les engins mobiles utilisés pour la pêche aux espèces démersales sont conçus pour maximiser le contact avec le fond et exploiter la vulnérabilité des espèces visées (Jennings et Kaiser, 1998). Les dragues et chaluts pourraient donc blesser ou entraîner la mort accidentelle de certains homards

(Scarratt, 1975; Smith et Howell, 1987). Durant la mue, les homards sont moins mobiles et plus susceptibles d'être blessés. De plus, en effectuant des déplacements saisonniers (chapitre 2), le homard pourrait accroître, à certains moments, sa vulnérabilité.

Bien qu'il soit reconnu que le passage des engins mobiles modifie l'environnement physique, il existe peu d'études ayant mesuré l'effet des perturbations de l'habitat sur les rendements de homard (Miller, 1995b). De plus, ces études ne tiennent pas compte des impacts potentiels sur les premiers stades benthiques.

4.1.4 Perturbations associées au dragage

L'utilisation des engins de pêche mobiles suscite des inquiétudes depuis longtemps (de Groot, 1984). Un grand nombre d'études ont revu et rapporté les effets de la pêche sur les espèces et les habitats pour plusieurs types d'engins de pêche (par ex. (Jennings et Kaiser, 1998; Løkkeborg, 2005; Messieh *et al.*, 1991; National Research Council, 2002; Watling et Norse, 1998)). Selon plusieurs, le dragage des mollusques, dont celui effectué pour le pétoncle, est le type de pêche causant les plus grandes perturbations des fonds marins (Chuenpagdee *et al.*, 2003; Collie *et al.*, 2000b; Eleftheriou, 2000; ICES, 2006).

Les perturbations associées au passage des dragues sont nombreuses et variées (voir revue par Hartog et Archambault (2002)). Le contact direct de la drague avec le fond entraîne une perturbation physique du substrat et la remise en suspension des sédiments superficiels (Jennings et Kaiser, 1998). Le passage d'une drague peut complètement modifier la couche limite benthique et les communautés d'organismes qui y vivent (Watling *et al.*, 2001).

Les structures naturelles et les micro-caractéristiques du fond telles que les rides, les amoncellements, les structures biogéniques émergentes peuvent être aplanies ou détruites (Auster, 1998; Collie et Escanero, 1996; Eleftheriou et Robertson, 1992; Jennings et Kaiser, 1998; Kaiser *et al.*, 2000a). La disparition de ces structures réduit la complexité, la diversité spécifique et la productivité des communautés benthiques (Collie *et al.*, 2000a; Hermsen *et al.*, 2003; Norse et Watling, 1999; Thrush *et al.*, 2001). La complexité semble essentielle pour les stades juvéniles de plusieurs espèces benthiques, dont le homard (chapitre 5). La réduction de la complexité est aujourd'hui perçue par plusieurs comme étant plus néfaste que la surpêche, en empêchant le rétablissement des stocks de certaines espèces (Auster *et al.*, 1996; Langton *et al.*, 1996; Lindholm *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 1999).

Plusieurs espèces peuvent être blessées ou écrasées mortellement par la drague lors de son passage (Eleftheriou et Robertson, 1992; Fuller *et al.*, 1998; Ramsay *et al.*, 1998). L'ampleur et la persistance des effets du dragage varient selon les espèces (Currie et Parry, 1996). De façon générale, la faune des habitats stables de gravier et de vase est plus affectée que celle des sédiments grossiers non consolidés. Les communautés épigées, les espèces coloniales ainsi que les organismes filamenteux subissent généralement les plus grandes diminutions d'abondance ou de biomasse, pouvant même être éliminés par le passage des dragues (Currie et Parry, 1999; Collie *et al.*, 2000b et Veale *et al.*, 2000). Les assemblages d'espèces des sites pêchés sont généralement différents de ceux des sites non pêchés (Currie et Parry, 1996; Langton et Robinson, 1990; Thrush *et al.*, 1995; Watling *et al.*, 2001). Les communautés des sites dragués sont notamment caractérisées par la

présence d'espèces de petite taille, à courte durée de vie, mobiles, robustes et détritivores et/ou opportunistes alors que celles des sites non perturbés sont dominées par des organismes plus gros, à longue durée de vie, lents ou sessiles et/ou relativement fragiles (Bradshaw *et al.*, 2002; Chicharo *et al.*, 2002; Kaiser *et al.*, 2000a). De plus, on assiste souvent à une augmentation de la variabilité au sein des communautés (Clarke et Warwick, 1994; Veale *et al.*, 2000), ce qui est souvent perçu comme étant un indicateur de stress (Chapman *et al.*, 1995).

Outre le pétoncle, les dragues capturent une grande variété d'organismes benthiques (Magee *et al.*, 1999). Leurs chances de survie dépendent de leurs caractéristiques physiologiques et des conditions de capture (Eleftheriou et Robertson, 1992; Fuller *et al.*, 1998; MacDonald *et al.*, 1996; Ramsay *et al.*, 1998). L'ampleur des dommages observés pour les organismes capturés et pour ceux demeurés sur le fond (blessés ou écrasés) serait assez semblable pour la plupart des espèces (Jenkins *et al.*, 2001).

De nombreux prédateurs benthiques, poissons et invertébrés charognards, semblent attirés dans les sillons laissés par le passage des dragues et par les prises accessoires rejetées à la mer (Ramsay *et al.*, 1998; Veale *et al.*, 2000). Les espèces blessées et/ou endommagées par les engins de pêche mobiles semblent être une importante source de nourriture pour les charognards benthiques (Ramsay *et al.*, 1998). Toutefois, l'ampleur du phénomène varierait considérablement en fonction des différents habitats et communautés. Selon une étude effectuée par Caddy (1973) dans la baie des Chaleurs, la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), le chaboisseau (*Myoxocephalus* sp.) et le crabe commun

(*Cancer irroratus*) étaient plus abondants dans les sillons laissés par la drague qu'à l'extérieur. Aucune étude ne semble avoir évalué l'effet attractif des sillons sur le homard mais il est probable que celui-ci soit aussi attiré par la nourriture laissée par le passage des dragues.

D'après une revue d'études effectuée par Stone et Hurley (1987), les dragues à pétoncle sont relativement inefficaces, récoltant entre 10 et 40 % des pétoncles qu'elles rencontrent. L'efficacité de capture des prises accessoires varierait tout au long de la saison selon les espèces, leur abondance et le type de substrat (Jenkins *et al.*, 2001; Veale *et al.*, 2001). La drague Digby, utilisée dans la baie des Chaleurs, possède une efficacité de capture du pétoncle variant entre 1,6 et 15 %, selon le type de fond (Stone et Hurley, 1987). Cette faible efficacité de la drague à pétoncle entraîne le ratissage répété des mêmes sites, ce qui accentue l'impact sur les espèces et les habitats. L'apparente similarité des dommages engendrés chez les organismes capturés comparativement à ceux demeurés sur le fond, suggère d'ailleurs que la majorité des dommages et de la mortalité associés au passage d'une drague se produisent sur le fond (Jenkins *et al.*, 2001).

Il semble que les effets de la pêche et la récupération subséquente de l'habitat soient largement liés au type d'engins utilisés, à l'habitat, aux espèces présentes ainsi qu'au régime naturel de perturbations (Auster et Langton, 1999; Collie *et al.*, 2000b). Les effets seraient plus sévères et la récupération subséquente serait beaucoup plus longue dans les milieux profonds, là où les conditions environnementales sont stables, les processus biologiques et géochimiques sont lents et où les perturbations naturelles sont rares

(DeAlteris *et al.*, 1999; Dernie *et al.*, 2003; Watling et Norse, 1998). Les habitats soumis à des perturbations physiques fréquentes et de forte amplitude, tels les milieux côtiers subissant l'action des vagues et des tempêtes, sont caractérisés par une abondance d'espèces opportunistes et récupèrent généralement plus rapidement (Collie *et al.*, 2000b). Sur les substrats meubles de sable et de gravier, tels les fonds de pêche au pétoncle, les effets des perturbations peuvent s'estomper après quelques mois seulement (Archambault et Goudreau, 2006; Kaiser *et al.*, 1998).

4.2 Objectifs spécifiques

L'objectif de cette partie du projet était d'examiner le rôle potentiel du chevauchement des pêcheries de homard et de pétoncle dans les diminutions de rendement de homard observées dans le secteur de Saint-Godefroi. La pêche au pétoncle pourrait entrer directement en conflit avec la pêcherie de homard et potentiellement lui nuire. Il pourrait s'agir soit d'un **chevauchement spatio-temporel** des activités de pêche au homard et de pêche au pétoncle, d'un **chevauchement spatio-temporel** de la population de homard et de la pêche au pétoncle et/ou d'un **chevauchement spatial** de l'habitat utilisé par le homard, à un certain moment de l'année, et de la pêche au pétoncle. L'objectif de cette section était donc de caractériser l'ampleur du chevauchement des pêcheries de pétoncle et de homard. Les hypothèses de travail suivantes ont été testées :

*1. Il y a **chevauchement spatio-temporel** de la population de homard et de la pêche au pétoncle. Celui-ci engendre la capture ou une mortalité additionnelle indirecte de homards.*

*2. Il y a uniquement **chevauchement spatial** de la population de homard et de la pêche au pétoncle. Ce chevauchement peut entraîner une perturbation de l'habitat du homard au moment où le homard est absent des fonds dragués.*

L'hypothèse à l'effet qu'il pourrait y avoir chevauchement des activités de pêche du homard et du pétoncle n'a pas été testée, compte tenu que la plupart des homards capturés lors de la pêche commerciale le sont à moins de 18 mètres (chapitre 3) et que la pêche au pétoncle est interdite à ces profondeurs.

4.3 Matériel et méthode

Afin d'évaluer le chevauchement des deux pêcheries, des cartes du secteur ont été réalisées à l'aide du logiciel de traitement d'information géographique ArcView GIS 3.2a. Des cartes présentant les données d'abondance recueillies lors des campagnes de pêche expérimentale au homard de juillet à octobre et les positions de recapture, durant la saison de pêche, des homards marqués en 2002 et 2003 dans les différentes localités ont d'abord été réalisées (chapitres 2 et 3). Celles-ci ont permis de déterminer visuellement la distribution du homard entre avril et octobre. Les positions quotidiennes de pêche au pétoncle, entre 1998³ et 2006, ont ensuite été tirées des carnets de bord, des données provenant des observateurs en mer et des boîtes noires des pétoncliers (disponibles pour 2002 et 2006 seulement). Les positions ont été représentées sous forme de points ou de

³ Avant 1998, les données de pêche au pétoncle disponibles réfèrent à des quadrilatères de pêche de 10 minutes x 10 minutes. Malheureusement, il n'est pas possible de déterminer précisément les positions de pêche puisqu'un seul quadrilatère englobe toute la sous-zone de Saint-Godefroi.

traits sur ces mêmes cartes. Celles qui semblaient erronées ou encore qui correspondaient à des moments où les pétoncliers ne draguaient pas (dans le cas des boîtes noires) ont été exclues de l'analyse. Les positions retenues ont par la suite été comparées avec le territoire utilisé par le homard entre mai et novembre, afin d'évaluer visuellement le chevauchement potentiel de la pêche au pétoncle avec le homard dans ce secteur.

Les cartes réalisées pour le secteur de Saint-Godefroi ont également permis de déterminer le secteur dragué à l'intérieur du site d'étude. Les stations de pêche expérimentale, situées entre 10 et 40 m et qui chevauchaient ou encore étaient entourées d'au moins trois points de pêche de pétoncle à moins d'un demi kilomètre, ont été considérées comme ayant été draguées. Pour la plupart de ces stations, les points chevauchés ou à proximité, dataient de 2000 à 2003.

D'autres cartes ont été réalisées pour les autres secteurs de la baie des Chaleurs où s'est pratiquée la pêche du pétoncle entre 1998 et 2006, afin de comparer visuellement l'emplacement des positions de recapture et les positions de pêche au pétoncle. Ceci a permis de déterminer s'il y avait un chevauchement potentiel dans ces autres secteurs.

4.4 Résultats

4.4.1 Mai-juin-juillet

4.4.1.1 Saint-Godefroi

Durant la saison de pêche au homard, soit de la fin d'avril au début de juillet, selon les informations de recapture des individus marqués et les résultats des campagnes de pêche

expérimentale, le homard est principalement capturé en deçà de 15 m dans la partie ouest de la zone d'étude et en deçà de 18 m dans la partie est de cette zone (Fig. 4A, 5A et 29). Durant cette période, les positions de pêche au pétoncle provenant des boîtes noires, des carnets de bord et des observateurs en mer, pour les huit dernières années (1999 à 2006), montrent que les pétoncliers ont ratissé des secteurs compris entre 13 et 36 m (7 et 20 brasses) (Fig. 30).

Bien que durant les mois de mai, juin et juillet, la pêche au pétoncle soit limitée à des profondeurs supérieures à 18 m, les pétoncliers auraient dragué, à quelques reprises entre 1999 et 2006, à des profondeurs légèrement moindres. D'après les courbes bathymétriques de la carte marine # 4486 au 1:150 000 du SHC, certaines positions de pêche semblent légèrement en deçà de 18 m de profondeur. Les positions de pêche en cause sont surtout situées sur un plateau graveleux à l'ouest du site d'étude, entre 13 et 18 m de profondeur. D'après les données provenant de la campagne de pêche expérimentale au homard de juillet 2003 et les informations de recapture, les homards ne fréquenteraient pas ce plateau au début de l'été. Par contre, lors de la campagne de pêche de juillet 2002, les homards étaient beaucoup plus abondants dans la strate 10 et 18 m qu'en 2003. Ainsi, il n'est pas exclu que certains homards puissent se retrouver à cet endroit en même temps que les pétoncliers. Cependant, à l'exception de quelques homards qui fréquenteraient le plateau en question durant la saison de pêche au pétoncle, le chevauchement spatio-temporel de la pêche au pétoncle avec la population de homard du secteur de Saint-Godefroi demeure limité.

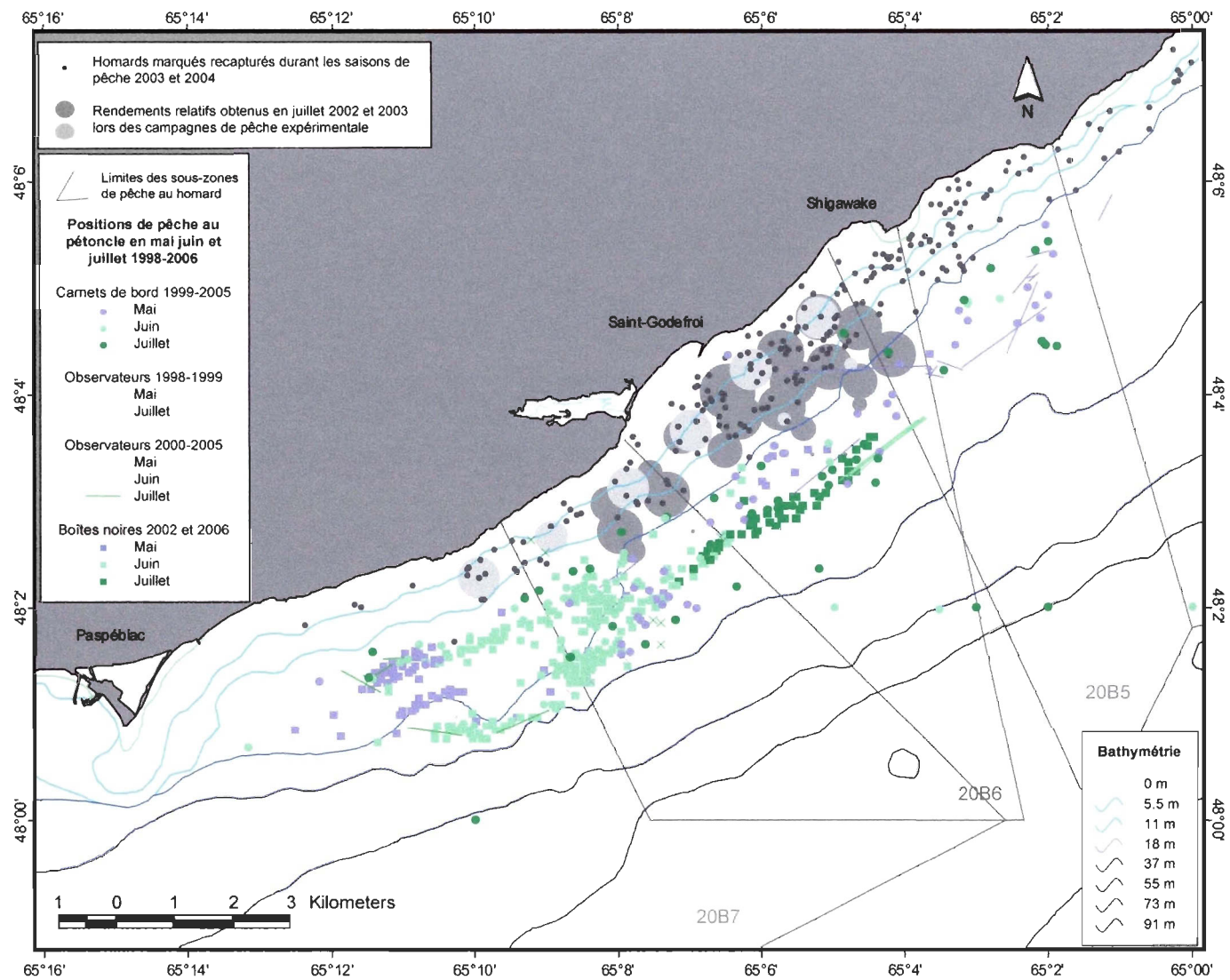


Figure 30. Distribution du homard et localisation des activités de pêche au pétoncle en mai, juin et juillet dans le secteur de Saint-Godéfrois.

4.4.1.2 Autres secteurs

Le chevauchement spatio-temporel semble également limité dans les autres secteurs où se pratique la pêche du pétoncle durant les mois de mai, juin et juillet. Dans les secteurs de Bonaventure et de Gascons, dragués entre 2000 et 2006 en mai, juin et juillet, certaines positions de pêche au pétoncle semblent en deçà de l'isobathe de 18 m, d'après la carte du SHC (Fig. 31A et 31B). Au sud de Bonaventure, la pêche a eu lieu sur un plateau entre 13 et 18 m. Dans le secteur de Gascons, la partie ouest du gisement a été draguée entre 9 et 18 m. De façon générale, dans les environs de ces secteurs, les homards marqués ont été recapturés durant la pêche commerciale, en deçà de 10 à 12 m de profondeur. Ainsi, même si le dragage a eu lieu à des profondeurs non réglementaires, le chevauchement serait tout de même assez limité. Dans le secteur de Chandler et dans la baie de Malbaie, les positions de pêche des pétoncliers semblent suivre l'isobathe de 18 m des cartes marines (Fig. 31C et 31D) et le chevauchement serait très limité, voire même quasi inexistant.

De façon générale, durant la saison de pêche, plus de 90 % des homards marqués dans les différentes localités de la baie des Chaleurs ont été recapturés à des profondeurs inférieures à 18 m (et un peu plus de 80 % l'auraient été à des profondeurs de moins de 15 m), d'après les informations de recapture transmises par les pêcheurs (chapitre 3). La plupart des homards recapturés à plus de 18 mètres de profondeur l'ont été dans les sous-zones 20B5 et 20B4 (Shigawake Port-Daniel Ouest) et 20A8 (Sainte-Thérèse-de-Gaspé). Or, dans ces trois sous-zones, il ne semble pas ou pratiquement pas y avoir eu de pêche au pétoncle entre 1998 et 2006. Dans les autres secteurs, les pétoncliers ont fréquenté des

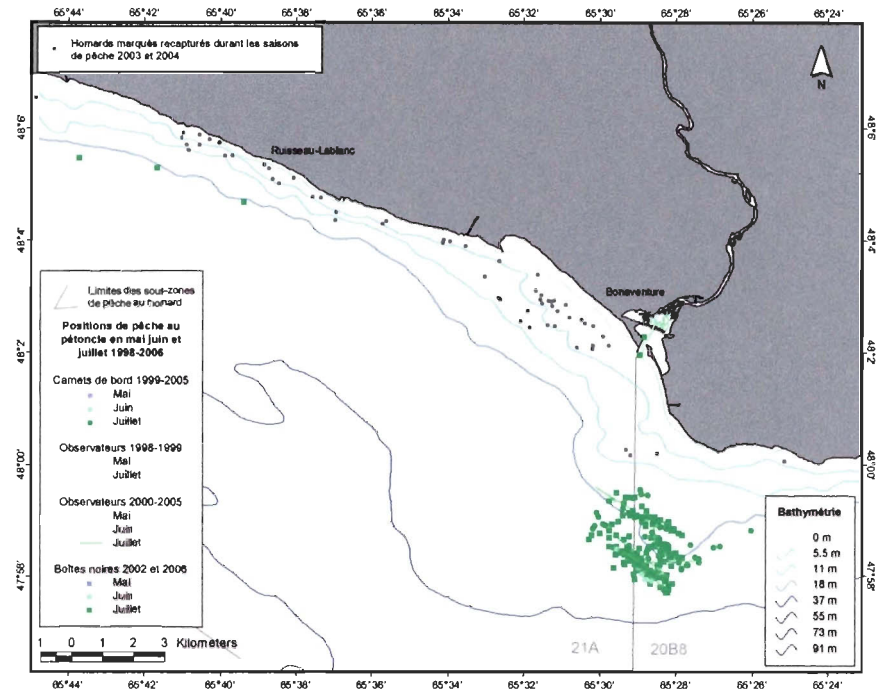
profondeurs variant généralement entre 15 et 36 m. Le chevauchement spatio-temporel serait donc limité durant les mois de mai, juin et juillet.

4.4.2 Août

Au début d'août, dans le secteur de Saint-Godefroi, aucun homard n'a été capturé à plus de 15 m durant la campagne de pêche expérimentale. De plus, entre 1999 et 2006, les pétoncliers ont très rarement fréquenté ce secteur en août. Seulement deux positions de pêche, situées à plus de 50 m de profondeur, ont été rapportées dans les carnets de bord.

Avant le 15 août, dans les secteurs de Bonaventure et de Gascons, certaines positions de pêche des pétoncliers sont situées légèrement en deçà de 18 m (Fig. 32A et 32B), aux mêmes endroits qu'en mai, juin et juillet. Après le 15 août, d'autres positions sont localisées entre 18 et 27 m. Dans les autres secteurs fréquentés par les pétoncliers en août (Chandler et Percé-Malbaie), les positions de pêche semblent suivre assez bien les isobathes de 18 et 27 m (Fig. 32C et 32D). Si, comme à Saint-Godefroi, les homards des autres secteurs fréquentent des profondeurs inférieures à 15 m, il n'y aurait pas de chevauchement spatio-temporel de la pêche au pétoncle et de la population de homard en août.

A.



B.

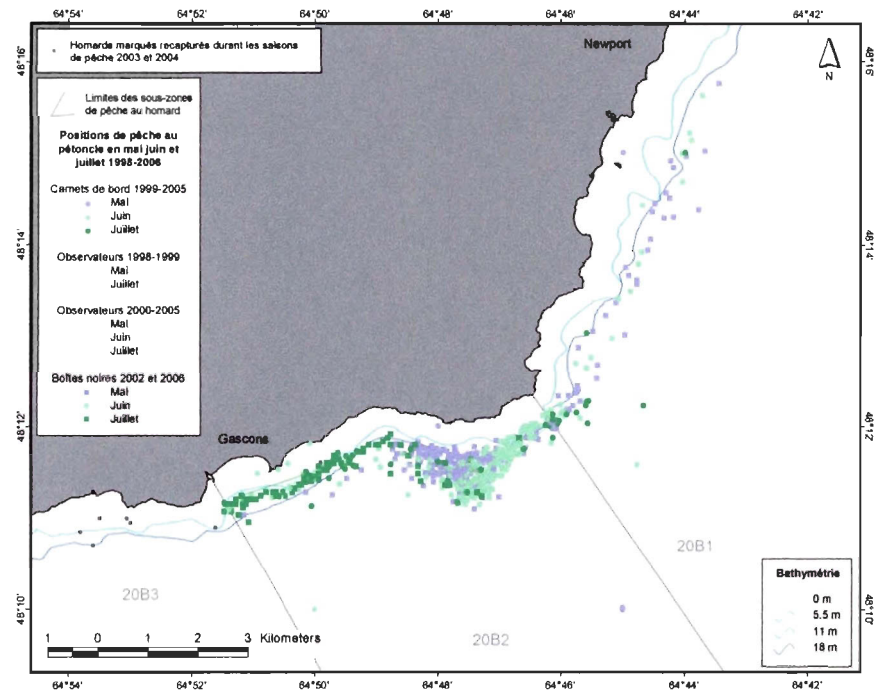
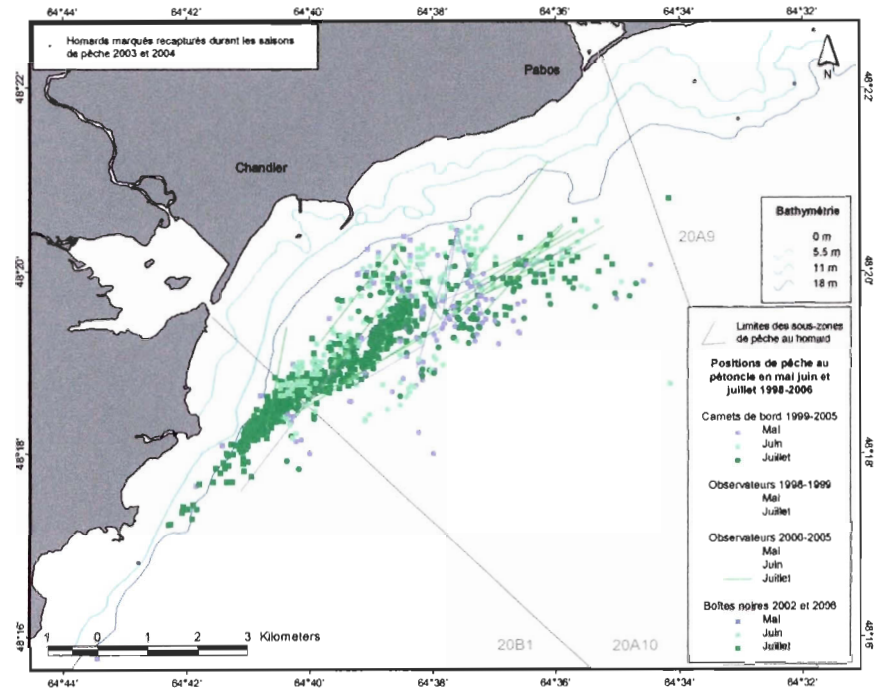


Figure 31. Distribution du homard et localisation des activités de pêche au pétoncle en mai, juin et juillet dans les secteurs de Bonaventure (A), Gascons - Newport (B), Chandler (C) et Malbaie (D).

C.



D.

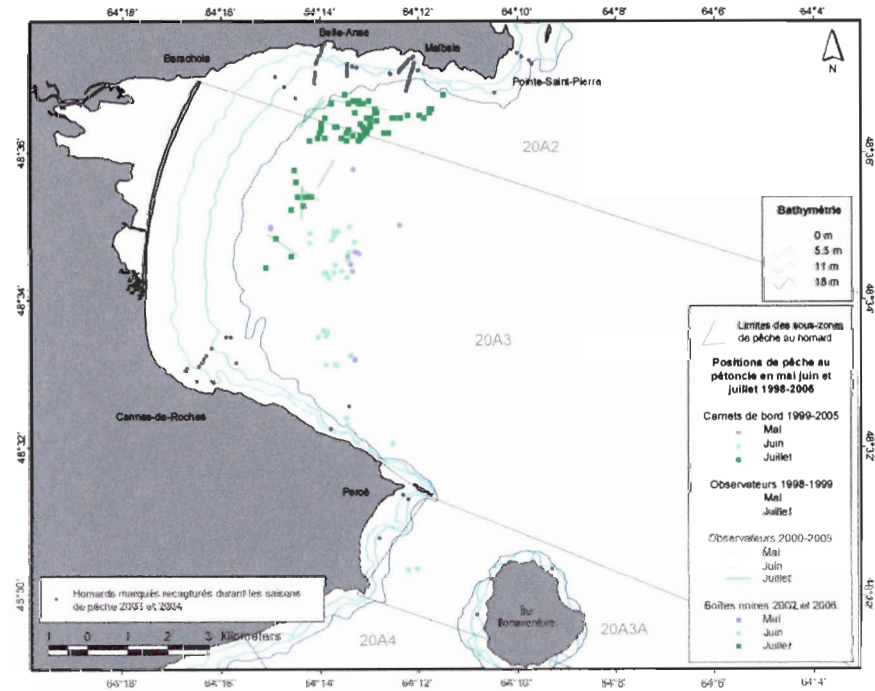
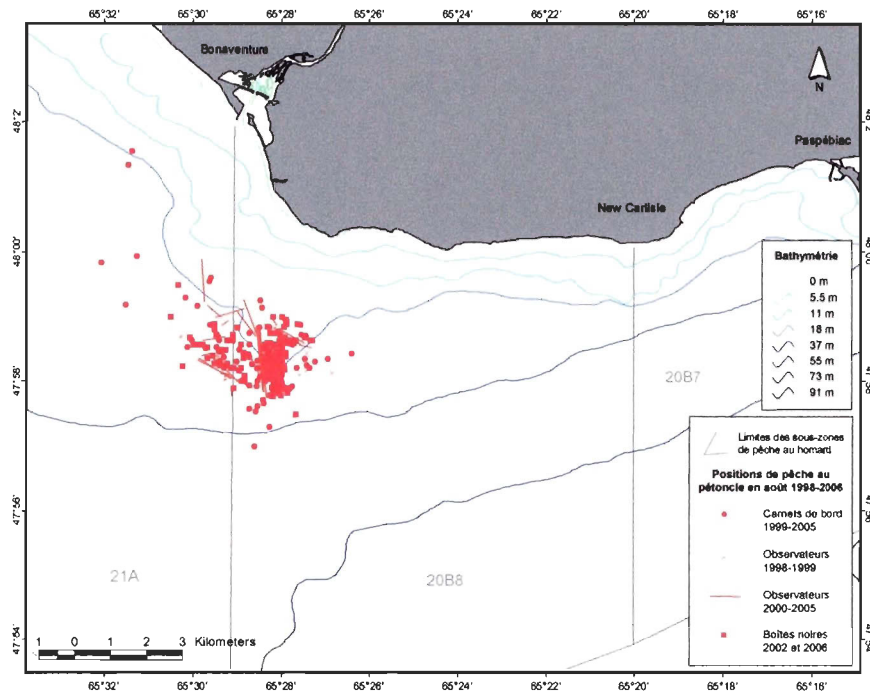


Figure 31. Suite

A.



B.

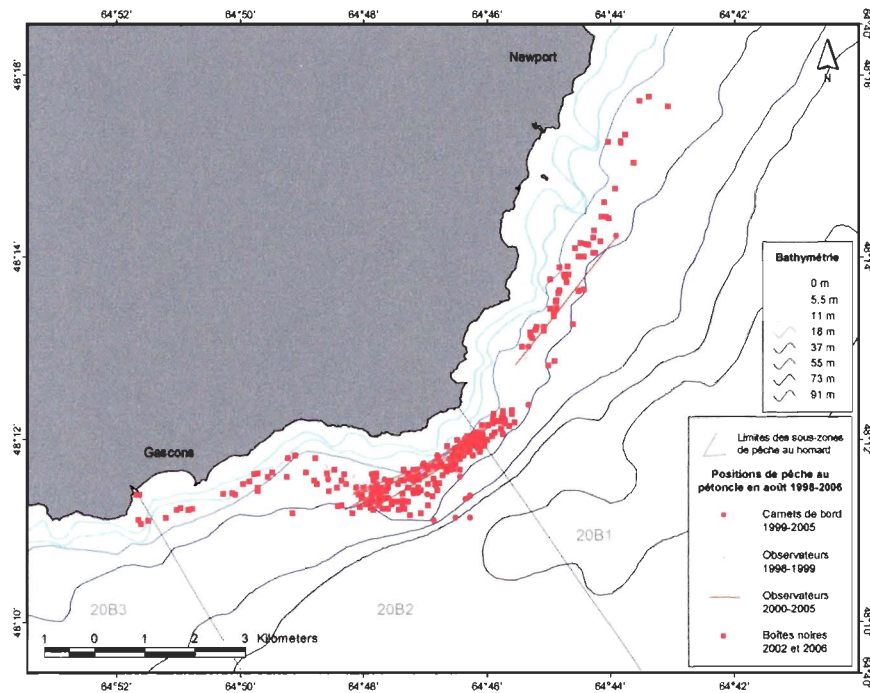
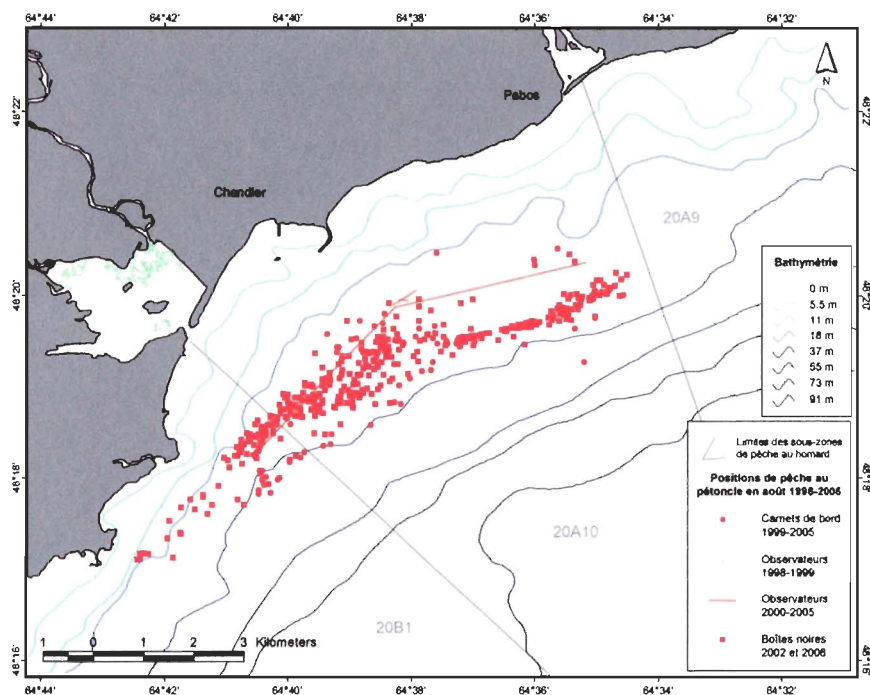


Figure 32. Localisation des activités de pêche au pétoncle en août dans les secteurs de Bonaventure (A), Gascons - Newport (B), Chandler (C) et Malbaie (D).

C.



D.

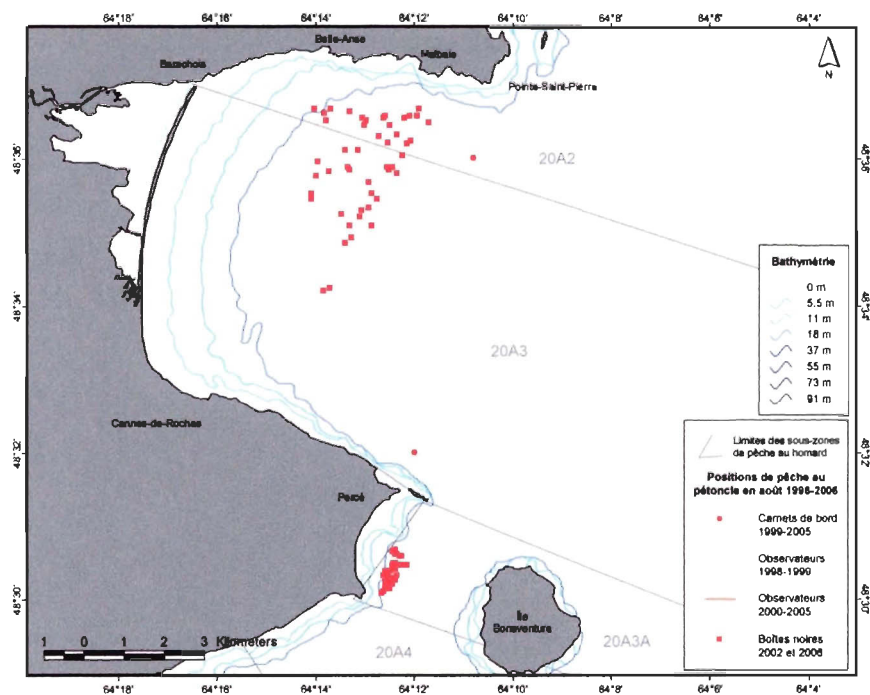


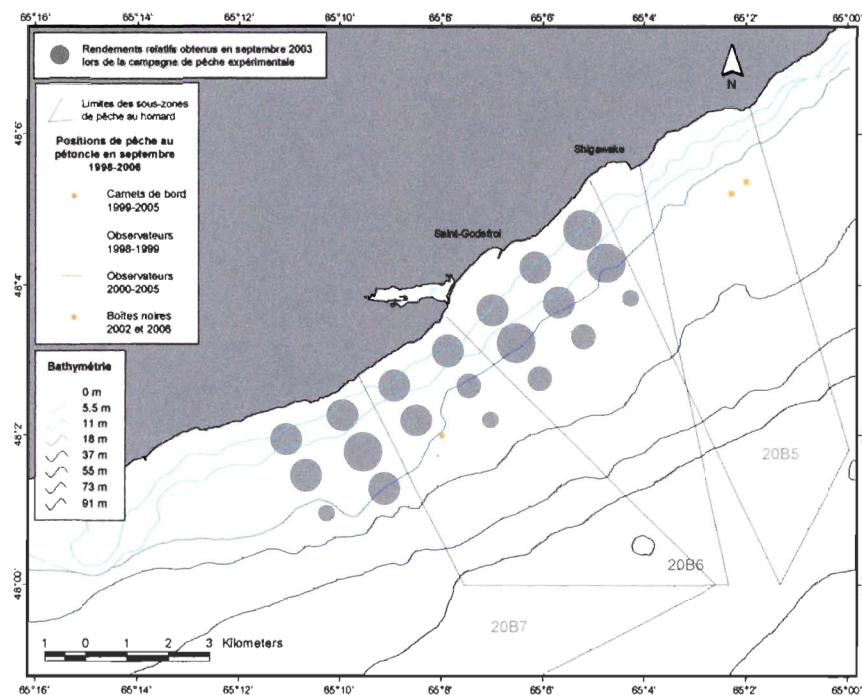
Figure 32. Suite

4.4.3 Septembre

Durant la campagne de pêche expérimentale de septembre, dans le secteur de Saint-Godefroi, le homard était relativement abondant à des profondeurs inférieures à 28 m et n'était pas présent à plus de 35 m de profondeur (Fig. 6C). Il y a eu très peu de pêche au pétoncle entre 1999 et 2006, dans le secteur de Saint-Godefroi. Ce secteur n'a été fréquenté qu'en 2002, à des profondeurs de l'ordre de 18 à 20 m (Fig. 33A).

Par ailleurs, dans le secteur de Bonaventure (Fig. 33B), les pétoncliers ont dragué en septembre 1999, 2002 et 2004 à 2006, à des profondeurs variant entre 15 et 33 m. Le secteur de Gascons a été fréquenté par des pétoncliers en septembre entre 1999 et 2003, en 2005 et en 2006, à des profondeurs variant entre 18 et 55 m (Fig. 33C). De même, dans le secteur de Chandler, les pétoncliers ont ratissé des secteurs entre 27 et 40 m en septembre 2000, 2002 et 2004 à 2006 (Fig. 33D). En supposant que les homards de ces secteurs effectuent le même type de migration vers le large, le chevauchement spatio-temporel de la pêche au pétoncle et de la population de homard pourrait être beaucoup plus important en septembre dans ces secteurs.

A.



B.

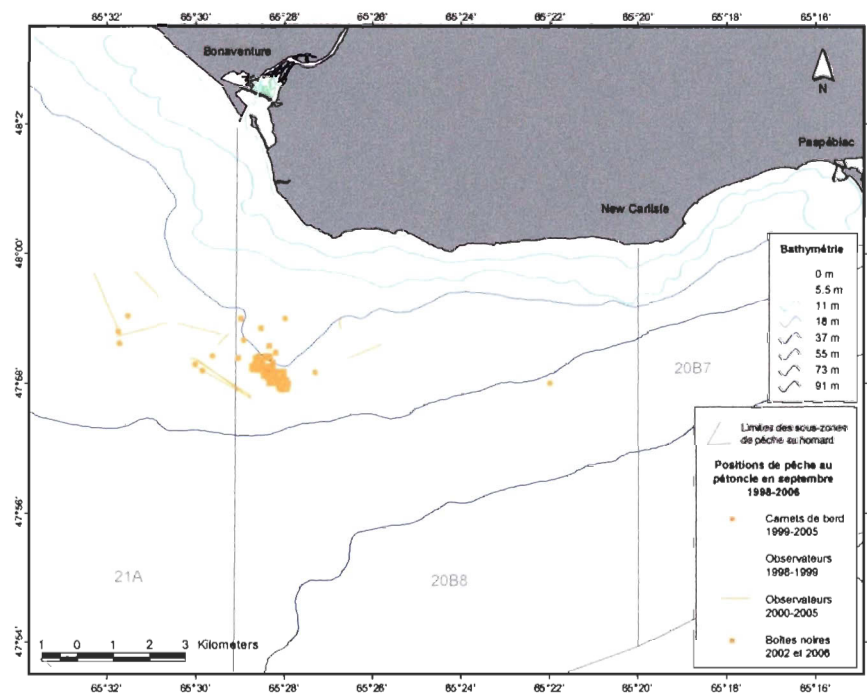
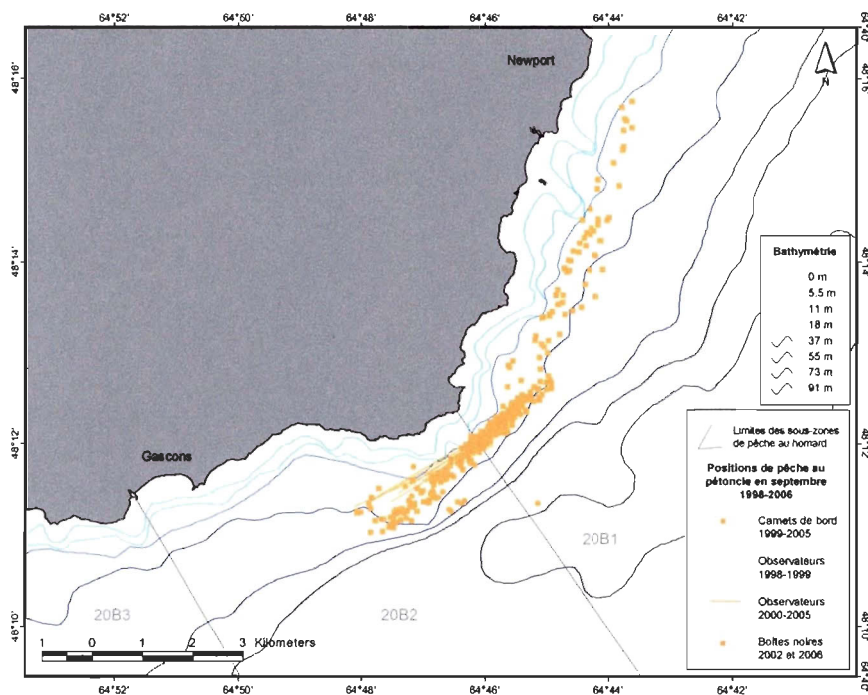


Figure 33. Localisation des activités de pêche au pétoncle en septembre dans les secteurs de Saint-Godéfrroi (A), Bonaventure (B), Port-Daniel – Gascons (C), Gascons – Newport – Chandler (D).

C.



D.

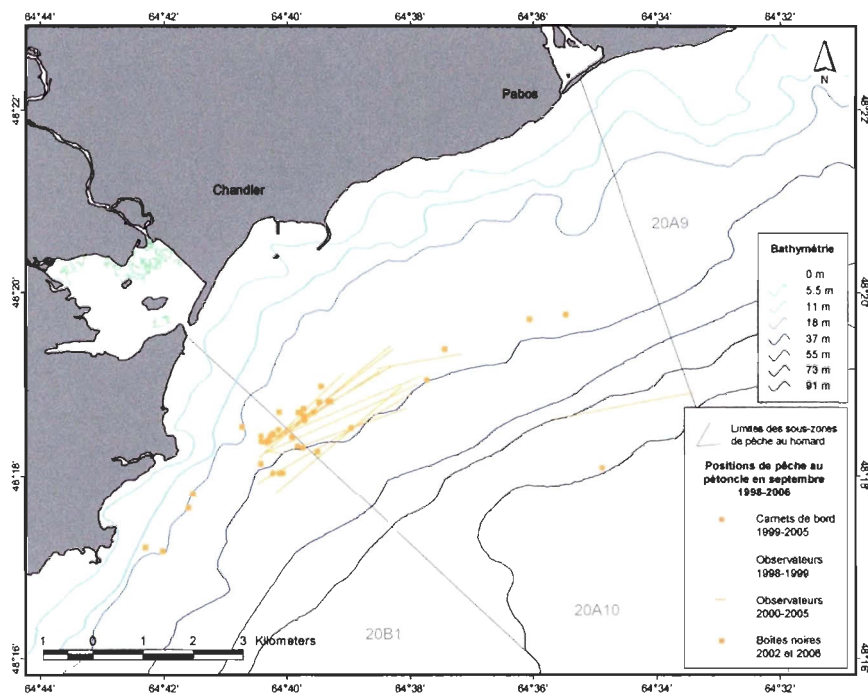


Figure 33. Suite.

4.5 Discussion

4.5.1 Chevauchement spatio-temporel

En présumant que de mai à juillet, dans le secteur de Saint-Godefroi, les homards sont présents essentiellement aux profondeurs où ils ont été capturés durant la saison de pêche, ceux-ci ne seraient, en général, que peu ou pas affectés de manière directe par le passage des dragues à pétoncle. Les rendements totaux obtenus en 2003 lors des campagnes de pêche expérimentale montrent que les homards sont très peu présents dans les secteurs dragués, même dans ceux situés en deçà de 18 m en juillet. Il en est de même dans les autres secteurs où se pratique la pêche du pétoncle durant ces trois mois.

Au début du mois d'août, les résultats des campagnes de pêche expérimentale ont montré que le homard était absent des sites dragués. Il est donc peu probable qu'il soit affecté de manière directe par le passage des dragues. Par contre, à la fin du mois d'août, sachant que le homard se déplace vers les eaux plus profondes, il pourrait être affecté par le dragage. L'ampleur de ce phénomène est toutefois impossible à évaluer dans le cadre de cette étude. Des campagnes de pêche effectuées entre la mi-août et la fin de septembre donneraient un meilleur aperçu de la distribution saisonnière du homard et du chevauchement potentiel des pêcheries durant cette période.

En septembre, le chevauchement spatio-temporel de la population de homard et de la pêche au pétoncle pourrait avoir lieu à des profondeurs supérieures à 27 mètres, soit la profondeur de pêche minimale permise durant cette période. Par contre dans certains

secteurs, selon les cartes réalisées, plusieurs positions de pêche semblaient situées à des profondeurs inférieures à 27 m.

Il est malheureusement impossible de caractériser la distribution du homard entre 28 et 35 m (chapitre 2) puisqu'il n'y avait pas de stations de pêche expérimentale à ces profondeurs (à l'intérieur de la strate 27-40 m). En octobre, d'après les campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003, la distribution du homard s'étend jusqu'à des profondeurs de l'ordre de 35 à 40 m. Ceci laisse croire que le homard pourrait être déjà présent, vers la fin de septembre, entre 28 et 35 m. Il est tout de même probable que le chevauchement soit limité puisque la pêche au pétoncle se termine à la fin du mois de septembre, au moment où les homards ne semblent toujours pas avoir atteint la profondeur de 35 m.

Ainsi, en septembre, dans les secteurs de Bonaventure et de Saint-Godefroi, le chevauchement spatio-temporel du homard et de la pêche au pétoncle a occasionnellement lieu entre 18 et 28 m et peut-être davantage entre 28 et 33 m. Dans le secteur de Gascons, le homard pourrait être affecté par le passage des dragues entre 18 et 35 m ou, à tout le moins, entre 18 et 28 m à ce moment de l'année. Enfin, dans le secteur de Chandler, le homard pourrait être directement affecté par le passage des dragues, s'il fréquente des profondeurs de 28 à 35 m en septembre. Une étude détaillée de la répartition des homards dans ces autres secteurs à l'automne pourrait permettre de statuer sur le chevauchement réel de la pêche au pétoncle et de la population de homard ainsi que sur les effets potentiels, directs et indirects, du passage des dragues.

Dans l'ensemble des secteurs, à la fin du mois d'août et en septembre, certains homards fréquentant des profondeurs supérieures à 18 m pourraient être attirés par les sillons laissés par le passage des dragues. Dans ce cas, un effet de concentration des individus pourrait être observé en raison de l'abondance de nourriture. Dans les heures qui suivent, il pourrait y avoir augmentation de la vulnérabilité en fonction de l'endroit du prochain passage de la drague. De plus, durant la période de mue, qui s'étend jusqu'en septembre dans le secteur de Saint-Godefroi (chapitre 2), le homard pourrait être relativement abondant dans les secteurs dragués. Ces phénomènes d'attraction et de concentration n'ont toutefois jamais été documentés.

Il est à noter que la législation actuelle entourant les activités de pêche au pétoncle repose sur la bathymétrie des cartes marines publiées par le SHC. Or l'isobathe de 15 brasses au sud de la Gaspésie n'apparaît pas sur ces cartes. D'après nos données, il semble que dans certains secteurs (Saint-Godefroi, Bonaventure et Gascons), les pétoncliers draguent à des profondeurs non réglementaires, exploitant des gisements à faible profondeur, et ce, tout au long de la saison. Les boîtes noires installées à bord des navires depuis 2002 pourraient permettre d'exercer un meilleur contrôle des activités de pêche au pétoncle dans la baie des Chaleurs. Dans cette optique, une bonne cartographie des fonds (par ex. à l'aide d'un échosondeur multifaisceaux) permettrait également une meilleure gestion spatiale des deux activités de pêche.

4.5.2 Chevauchement spatial

Le chevauchement spatial de la pêche au pétoncle et de l'habitat du homard existe entre 18 et 35 m dans tous les secteurs où se pratique la pêche du pétoncle dans la baie des Chaleurs. Ce chevauchement, potentiellement plus important que le chevauchement spatio-temporel, pourrait entraîner une perturbation de l'habitat qui n'a pas été évaluée dans le cadre de cette étude. Afin de déterminer l'importance de ce chevauchement, la distribution du homard à l'automne et durant l'hiver sur les fonds dragués et non dragués devrait être caractérisée et les effets du dragage sur cette distribution devraient être évalués.

4.5.3 Chevauchement attribuable à la pêche au hareng

En plus de la pêche au pétoncle, d'autres activités côtières du secteur pourraient potentiellement chevaucher et entrer en conflit avec la pêcherie de homard. C'est le cas notamment de la pêche au hareng. Dans la baie des Chaleurs, le hareng est exploité par une flottille de pêche côtière d'environ 800 pêcheurs à engins fixes (filets maillants) et mobiles (six petits senneurs) de même que par une flottille de pêche à la senne coulissante (cinq grands senneurs de plus de 20 m) qui le capture dans les eaux plus profondes (MPO 2005c). La flottille de pêche côtière exploite surtout le hareng de printemps (jusqu'au 15 juin), alors que les grands senneurs de hareng du sud du golfe du Saint-Laurent fréquentent la baie principalement à l'automne, après le 1^{er} septembre. Bien que ces derniers puissent aussi pêcher dans la baie au printemps (jusqu'au 30 juin), ils l'ont rarement fait (Marc LeCouffe, comm. pers.). La majorité des captures des grands senneurs sont réalisées près du banc de Miscou (MPO 2005c).

Étant donné la condition actuelle du stock de hareng de printemps, seulement deux petits senneurs pêcheraient toujours au printemps, en utilisant des filets maillants (puisque'ils ont droit aux deux engins). De plus, un seul petit senneur pêcherait encore à l'automne, avec les grands senneurs (Marc LeCouffe, comm. pers.).

Les impacts des filets maillants et des sennes sur les communautés et habitats benthiques sont largement méconnus mais probablement plus limités que ceux attribuables aux dragues et chaluts (Morgan et Chuenpagdee, 2003). Les filets maillants sont mouillés du fond jusqu'à une certaine distance de la surface, pour intercepter le hareng pendant sa migration le long des côtes, dans les frayères ou lorsqu'il entre ou sort d'une zone. À l'occasion, des espèces benthiques peuvent s'emmêler dans ces filets (Morgan et Chuenpagdee, 2003). La pêche à la senne se pratique quant à elle au moyen d'un long filet rectangulaire servant à encercler le hareng, muni de bouées au sommet et de petits lests dans le bas, ce qui lui permet de rester à la verticale pendant la pêche. Une coulisse située dans sa partie inférieure permet d'emprisonner le poisson. Bien que la senne ne serve pas à racler le fond, il arrive parfois que les filets entrent en contact avec celui-ci. Dans ce cas, les sennes peuvent entraîner la mise en suspension des sédiments et l'enfouissement de certains invertébrés (Morgan et Chuenpagdee, 2003). De façon générale, les impacts de la pêche fantôme par les engins perdus (filets maillants surtout) sont plus inquiétants : ces engins pouvant endommager les structures des fonds marins et capturer divers organismes benthiques (Laist, 1995; Matsuoka *et al.*, 2005; Morgan et Chuenpagdee, 2003; Pawson, 2003).

Afin d'étudier la fréquence des contacts des sennes avec le fond et d'examiner la capture potentielle de homard et autre faune benthique, une pêche scientifique au hareng a été effectuée au nord-est de l'Île du Prince-Édouard dans la zone de 27 à 36 m (15 à 20 brasses) à l'automne 2004 (MPO, 2005c). Sur 105 traits observés, seulement une dizaine seraient entrés en contact avec le fond (tous à plus de 36 m de profondeurs) et seulement trois homards ont été capturés. En 2001, le MPO avait également effectué une surveillance intensive des prises de homard par les senneurs du côté sud de la baie des Chaleurs. Dans l'ensemble, les prises accidentelles de homard avaient été peu importantes (MPO 2005c). Au cours de 13 sorties, 73 homards ont été capturés (Surette, 2004). En tenant compte du nombre total de sorties effectuées par les senneurs en 2001, 960 homards auraient été capturés cette année là. À titre de comparaison, les marées de tempêtes pourraient avoir des impacts beaucoup plus sévères sur la mortalité du homard que les sennes de hareng lorsqu'elles entrent en contact avec le fond (MPO 2005c).

L'analyse complète du chevauchement des pêcheries de hareng et de homard n'a malheureusement pas été effectuée en raison de la difficulté à obtenir des données détaillées de captures. Dans le cas de la pêche du hareng, seulement 10 % des captures des senneurs sont détaillées (présence d'observateurs en mer) et les débarquements sont comptabilisés par port de débarquement. Il est donc difficile d'obtenir les positions exactes de capture des harengs (F. Grégoire, comm. pers.).

4.5.4 Évaluation des dommages

Dans le contexte actuel de gestion intégrée des ressources et de conservation de la biodiversité, la question des impacts de la pêche sur les espèces et leur habitat et des conflits d'usage s'avère très importante. L'évaluation des dommages causés à une pêcherie par une autre pêcherie doit tenir compte de divers paramètres : le chevauchement spatio-temporel de l'effort de pêche, à l'origine des dommages, et de la population affectée, la proportion de la population subissant les effets nuisibles ainsi que l'importance des dommages directs et indirects (Roddick et Miller, 1992). Or, l'étendue spatiale des perturbations attribuables à la pêche, les effets spécifiques des engins qui varient en fonction de l'effort de pêche de même que les liens entre les caractéristiques de l'habitat et la dynamique des populations sont souvent difficiles à quantifier et à identifier (Auster et Langton, 1999). De plus, les impacts du chevauchement peuvent parfois ne se faire sentir que plusieurs années plus tard dans le recrutement à la pêcherie.

Dans le cas de la pêche au pétoncle en Gaspésie, les positions de pêche issues des boîtes noires étaient très précises et ont permis d'établir que l'ampleur du chevauchement spatio-temporel pour les saisons de pêche 2002 et 2006 était limitée. De telles données ne sont cependant pas disponibles pour toutes les années ni pour les autres activités de pêche potentiellement chevauchantes. Le manque de résolution et de données précises sur la distribution et l'étendue spatiale de l'effort de pêche constitue un problème récurrent dans l'évaluation des impacts de la pêche sur l'habitat (Auster et Langton, 1999).

Outre les répercussions directes, deux autres aspects sont à prendre en considération, soit l'intégrité écologique et la possibilité que les effets cumulatifs de la pêche perturbent l'écosystème (CCRH, 1997). Les perturbations peuvent avoir une influence non seulement sur une pêcherie, mais également sur l'ensemble d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème (Auster *et al.*, 1996; Thrush *et al.*, 1998).

À partir des résultats de la présente étude, il est possible d'affirmer que dans le secteur de Saint-Godefroi et, par extension, dans l'ensemble de la baie des Chaleurs, le chevauchement spatio-temporel des pêcheries de pétoncle et de homard est relativement limité. Ainsi, la pêche au pétoncle aurait relativement peu d'impact direct sur la population de homard adulte. Les impacts indirects du chevauchement spatial de la pêche au pétoncle et de l'habitat du homard (perturbation des sédiments, diminution de la complexité, changement dans les communautés, impacts sur les premiers stades benthiques, etc.) n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude mais mériteraient d'être considérés.

La diminution constante des captures de pétoncle et de l'effort, entre 1999 et 2004, fait en sorte qu'il est peu probable que cette activité de pêche soit directement impliquée dans les déclinés observés des rendements de homard. Par contre, en 2005 et 2006, les pétoncliers ont été plus actifs sur les fonds de pêche. De plus, les boîtes noires ont montré qu'ils fréquentent parfois des gisements situés à des profondeurs plus faibles que celles qui sont autorisées. Un meilleur encadrement des activités de pêche au pétoncle permettrait de limiter le chevauchement spatio-temporel de la pêcherie de pétoncle et de la population de homard, et ce, principalement dans la zone 18 à 27 m, entre le 15 août et le 30 septembre.

CHAPITRE 5

Caractéristiques de l'environnement physique et biologique

5.1 Caractéristiques de l'habitat du homard

5.1.1 Caractéristiques de l'aire d'étude : la baie des Chaleurs

La baie des Chaleurs est un plan d'eau semi-fermé d'environ 140 km de longueur par 40 km de largeur à son embouchure. Orientée d'ouest en est (Fig. 34), elle sépare le côté sud de la péninsule gaspésienne du côté nord du Nouveau-Brunswick. La partie amont de la baie, qui s'étend entre Dalhousie (N.-B.) et une ligne joignant Bonaventure (Qc) et Pointe-Verte (N.-B.), a une profondeur moyenne de 25 m. Elle est caractérisée par la présence d'une dépression centrale connue sous le nom de chenal de Restigouche atteignant 33 m de profondeur (Syvitsky, 1992). La partie aval, entre Bonaventure/Pointe-Verte et Grande-Rivière/Miscou, constitue la partie amont de la fosse des Chaleurs, une dépression longue de près de 100 km, qui atteint 150 m de profondeur et rejoint le chenal Laurentien au large de Gaspé (Gagnon *et al.*, 1997a; Le Quéré, 1991). À l'est de Paspébiac/Grande-Anse, la baie des Chaleurs présente une certaine dissymétrie entre sa côte sud, à faible pente, et sa côte nord à pente plus prononcée.

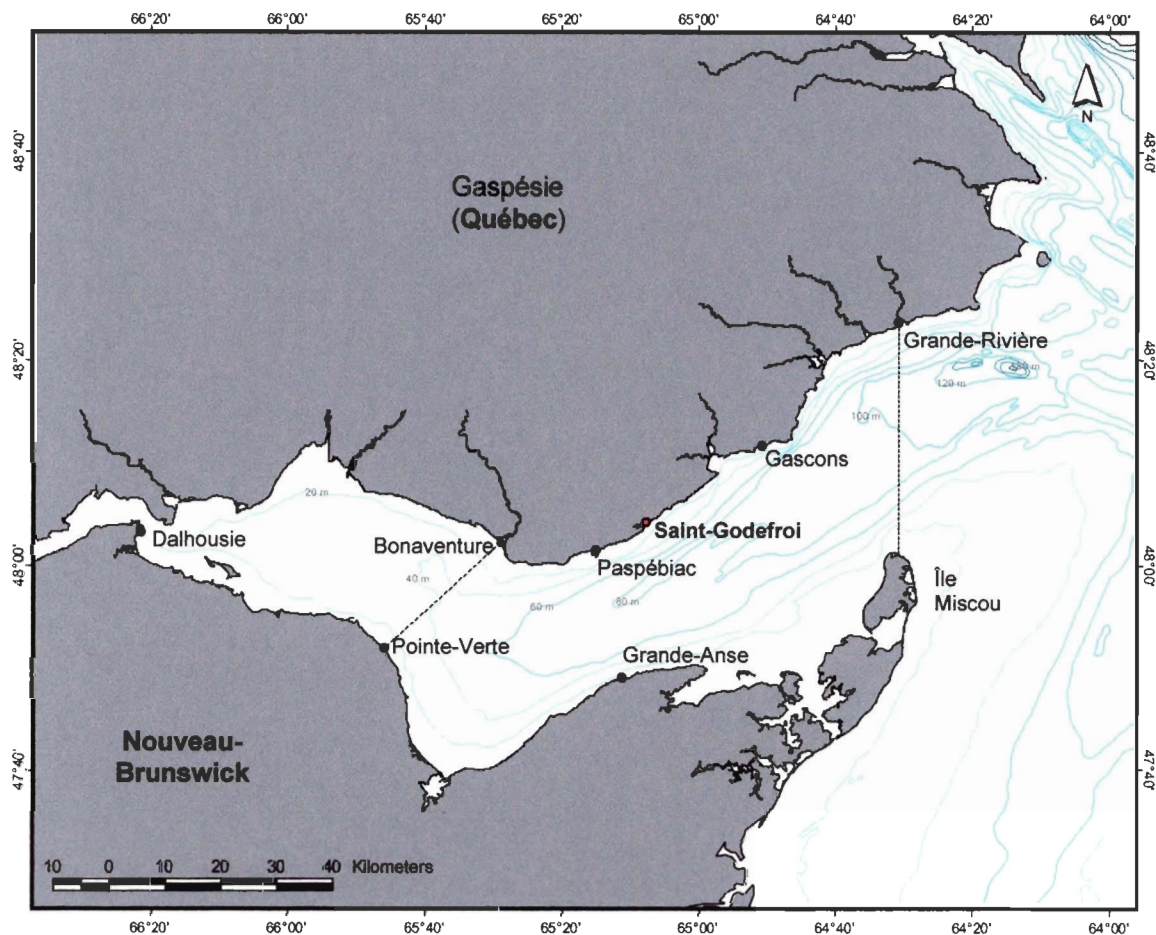


Figure 34. La baie des Chaleurs

5.1.1.1 Conditions physico-chimiques et hydrodynamiques

Température, salinité et oxygène dissous

D'un point de vue physique, la baie des Chaleurs est un estuaire partiellement mélangé, dont la dynamique est contrôlée par l'interaction des courants de marée, des eaux douces provenant de ses tributaires et de la turbulence induite par les vagues (Schafer, 1977; Syvitsky, 1992). Les eaux y sont fortement stratifiées en été et bien mélangées en

hiver (Bonardelli *et al.*, 1993), ce qui est typique des eaux du golfe du Saint-Laurent (Bugden, 1981).

En période estivale, les températures et salinités de surface à l'intérieur de la baie des Chaleurs sont caractérisées par un fort gradient, à la fois longitudinal et latitudinal (Gan *et al.*, 1995). La présence de ce gradient s'explique par l'entrée d'eaux froides et salées à l'est, alors que les eaux peu profondes de la partie ouest de la baie sont réchauffées et diluées par les flux atmosphériques et les apports d'eau douce (Gan *et al.*, 1995). En été, en surface, la rive nord de la baie est caractérisée par des eaux plus froides et plus salées que la rive sud. À 25 m de profondeur, le gradient latitudinal est plus faible. À cette profondeur, des eaux plus chaudes et moins salées qu'en surface peuvent être retrouvées près de l'embouchure de la baie et le long de la côte nord. Dans la baie, les concentrations en oxygène près du fond varient entre 5,1 et 11,3 mg/L (OSL, 2006) et sont comparables à celles mesurées dans le golfe du Saint-Laurent aux mêmes profondeurs.

Circulation et perturbations climatiques

La circulation générale dans la baie des Chaleurs est cyclonique (Gan *et al.*, 1995). Elle est caractérisée par l'entrée d'un courant continu d'eau froide et salée (barocline), le long de la côte gaspésienne et par la sortie d'un courant semi-continu d'eau saumâtre (barotrope) le long de la côte du Nouveau Brunswick (Lauzier, 1941; Le Quéré, 1991; Syvitski, 1992; Trites et Drinkwater, 1991). Selon plusieurs auteurs, le flux se déplaçant vers l'ouest serait une extension du courant de Gaspé (Bonardelli *et al.*, 1993; Boudreault, 1968; Gan *et al.*, 1997). La rencontre des deux courants opposés dans la baie forme une

gyre cyclonique (anti-horaire) au centre de la baie (Gan *et al.*, 1995). À cette circulation générale, s'additionne l'effet des courants de marées. À marée montante, les courants tendent à être plus forts le long de la côte nord de la baie et, à marée descendante, le long de la côte sud (Syvitsky, 1992).

Il arrive que, tôt en automne, dans la partie est de la baie, la circulation générale s'inverse (Bonardelli *et al.*, 1993). À ce moment, le courant de Gaspé ralentit, devient plus étroit et est déplacé d'environ 15 km au large (phénomène appelé séparation), alors que les vents d'ouest augmentent en force et en fréquence. La partie amont de la baie, quant à elle, ne subirait pas ces inversions de courant. Elle serait plutôt soumise à un patron de circulation cyclonique local (Gregory *et al.*, 1989), bien que le mécanisme de forçage local soit méconnu (Bonardelli *et al.*, 1993).

Du fait de son étroitesse et de son orientation par rapport au reste du golfe du Saint-Laurent, l'hydrodynamisme de la baie est très sensible aux événements climatiques (Gagnon *et al.*, 1997a). À la suite de vents forts et persistants ou de tempêtes sur le golfe, on peut observer une perturbation globale de la circulation à l'intérieur de la baie (Lavoie et El-Sabh, 1996b). Ces perturbations climatiques peuvent se traduire par des phénomènes ponctuels le long de la rive nord de la baie tels que des remontées ou plongées d'eau (upwelling et downwelling) ou une augmentation de la vitesse des courants (Drinkwater *et al.*, 2006; Lavoie et El-Sabh, 1996a; Le Quéré, 1991; Tremblay et Lauzier, 1942). Des vagues de plus de 2 m sont souvent observées dans la baie (Reddy, 1968). À l'occasion,

elles peuvent même dépasser 5 m de hauteur, leur effet pouvant alors se faire sentir jusqu'à plus de 68 m de profondeur (Schafer, 1977).

Près de la côte, les vents dominants d'ouest génèrent un transport d'Ekman vers le large et une remontée des eaux froides de la sous-surface (Drinkwater *et al.*, 2006; Lavoie et El-Sabh, 1996a). Lorsque les vents sont produits par une dépression atmosphérique qui se déplace d'est en ouest, ou du sud-ouest vers le nord-est, on assiste plutôt à une plongée des eaux et à un réchauffement important de la colonne d'eau dans le ou les jours qui suivent (Lavoie et El-Sabh, 1996a). Ces événements de remontée et de plongée des eaux seraient générés dans la partie aval de la baie, près de Gascons (Bonardelli *et al.*, 1993; Gan *et al.*, 1995; Lavoie et El-Sabh, 1996a) et se propageraient ensuite le long de la côte, vers l'ouest sur la rive nord (Bonardelli *et al.*, 1993). Ces phénomènes engendrent d'importantes variations de température à courte échelle temporelle. (Bonardelli *et al.*, 1993) ont estimé que les vents compteraient pour 40 à 65 % de la variabilité à faible fréquence des températures le long de la côte nord de la baie des Chaleurs. En automne, les forts vents d'ouest sont parfois accompagnés de faibles résurgences, ce qui serait attribuable à la séparation du courant de Gaspé (Gan *et al.*, 1995).

Ainsi, l'amplitude des marées (de 1 à 3 m), l'action des vagues et les vents expliquent les variations locales des conditions physiques et hydrodynamiques. La variabilité à l'échelle de la baie est, quant à elle, surtout influencée par les caractéristiques d'intrusion et de séparation du courant de Gaspé à l'entrée de la baie (Gan *et al.*, 1997), par les perturbations climatiques et par les débits d'eaux douces.

5.1.1.2 Caractéristiques biophysiques et architecturales de l'habitat

Sédiments

D'un point de vue géologique, la baie des Chaleurs est un large bassin formé de sédiments non consolidés d'une épaisseur allant jusqu'à 50 m (Syvitsky, 1992). Le long des rives, à des profondeurs inférieures à 60 m, les sédiments sont principalement constitués de sables graveleux, alors que le fond de la fosse des Chaleurs est recouvert de silts argileux (Gagnon *et al.*, 1997a; Schafer, 1977). La dynamique de sédimentation de la baie est sous l'influence combinée des courants de marée, de la turbulence causée par les vagues et de la profondeur de l'eau (Schafer, 1977). Dans la partie amont de la baie, les sédiments peu profonds sont caractérisés par une importante fraction vaseuse. Les nombreux apports terrigènes et la circulation limitée des eaux y amèneraient un envasement (Ledoyer, 1975b).

Communautés spécifiques

La baie des Chaleurs est caractérisée par une faune et une flore relativement riche et diversifiée (Brunel, 1970b; Ledoyer, 1971, 1975a, 1975b). De façon générale, la stratification thermique des eaux du golfe du Saint-Laurent en été s'accompagne d'un étagement correspondant de la faune benthique (Brunel, 1970b). La faune y est généralement plus pauvre en individus et espèces sur le sable infralittoral et sur la vase profonde sous la thermocline que sur les fonds mixtes intermédiaires (Brunel, 1970a).

Les fonds mixtes de l'étage infralittoral (jusqu'à 30-50 m de profondeur) formés de cailloux, de sable et de vase de la baie des Chaleurs sont caractérisés par des eaux de température variable et relativement peu salées (25 à 31). Ces fonds abritent une faune

eury-boréale riche, extrêmement eurytherme. Dans la baie, on y trouve autant d'invertébrés typiques des fonds rocheux (ascidies, oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), ophiures, bryozoaires, hydraires, moules (*Modiolus modiolus*)) que des fonds meubles (oursin plat (*Echinarachnius parma*), mye commune (*Mya arenaria*), polychètes, bivalves, concombre de mer (*Curcumaria frondosa*)). On y retrouve également des espèces prédatrices, telles les gammares (*Gammarus* sp.), les étoiles communes (*Asterias vulgaris*) et polaires (*Leptasterias polaris*), le crabe commun (*Cancer irroratus*) et le homard d'Amérique (Gagnon *et al.*, 1997b).

Un peu plus en profondeur (40 à 150 m), les sables vaseux circalittoraux sont caractérisés par une grande richesse spécifique puisqu'ils sont colonisés par des espèces benthiques caractéristiques aussi bien des sables et substrats mixtes des niveaux supérieurs que des vases des niveaux inférieurs (Gagnon *et al.*, 1997b; Ledoyer, 1975a). À ces profondeurs, les eaux sont très froides et plus salées (31 à 33). Ces fonds sont fréquentés par une faune arctique et arctique boréale, dont plusieurs représentants sont sténothermes à des températures voisines de 0 °C. Les zones les plus profondes de cet étage, principalement vaseuses, sont quant à elles qualitativement et quantitativement pauvres (Ledoyer, 1975a).

Il est à noter que, dans sa partie amont, la baie des Chaleurs présente des peuplements atypiques caractérisés par la présence d'une faune vasicole au sens large (Ledoyer, 1975b). Le secteur Paspébiac/Grande-Anse (Fig. 34) constitue la zone charnière entre la partie

occidentale atypique de la baie des Chaleurs et sa partie orientale caractérisée par des biocénoses marines typiques (Ledoyer, 1975b).

Au niveau des algues, la baie des Chaleurs est représentative des eaux marines tempérées froides (Cardinal, 1990). Un total de 178 taxons de macrophytes y sont répertoriés dont 63 phéophytes, 63 rhodophytes et 52 chlorophytes, répartis selon un gradient bathymétrique, jusqu'à des profondeurs d'environ 25 à 30 m (Cardinal, 1990).

5.1.2 Exigences environnementales de l'espèce

5.1.2.1 Paramètres physico-chimiques

De tous les facteurs environnementaux, la température est celui ayant le plus d'influence sur le recrutement, la survie, la croissance et la reproduction du homard (Aiken et Waddy, 1986; Ennis, 1986). Dans l'ensemble de son aire de répartition géographique, le homard fréquente des régions où les températures se situent généralement entre 5°C et 20°C. Il peut toutefois tolérer des températures variant entre -1 °C et 30 °C et survivre à des changements abrupts de température (Harding, 1992). Là où les conditions estivales durent plus longtemps, la croissance est accélérée et la maturité sexuelle est atteinte à des tailles plus petites (Lawton et Lavalli, 1995). Le synchronisme des cycles d'exuviation et de reproduction peut aussi nécessiter un régime thermique annuel particulier (Aiken et Waddy, 1986; Harding, 1992). Pour permettre une synchronie adéquate, la température au fond doit être inférieure à 8 à 10 °C durant l'hiver. De plus, si elle ne dépasse pas 5°C suffisamment tôt au printemps, la maturation finale des oocytes et la ponte sont retardées.

Il est généralement reconnu que la température a une forte influence sur le comportement du homard (Crossin *et al.*, 1998). Les variations saisonnières de température jouent un rôle important dans les déplacements des populations côtières en induisant le déplacement des individus vers les eaux peu profondes au printemps (Ennis 1984a). Les femelles oeuvées effectueraient des mouvements liés à la température (Munro et Therriault, 1983), afin de rencontrer les exigences thermiques associées au développement des œufs (Cooper et Uzmann, 1980; Estrella et Morrissey, 1997; Talbot et Helluy, 1995). L'éclosion larvaire et l'établissement benthique hâtifs en conditions optimales de température permettraient également de maximiser la survie larvaire en diminuant la période de vulnérabilité planctonique (Hudon et Fradette, 1988).

Les niveaux d'activité et, par conséquent, l'alimentation et la capturabilité du homard sont également liés à la température. Il semble que l'activité reliée à l'alimentation varie de façon saisonnière (Ennis, 1973). Les plus faibles quantités de nourriture dans le tube digestif sont observées durant l'hiver. À ce moment, l'attraction causée par l'odeur d'un appât ou d'une proie pourrait aussi être plutôt faible (Cobb, 1995). La capturabilité s'accroît avec une augmentation de la température de l'eau (Fogarty, 1988; McLeese et Wilder, 1958; Paloheimo, 1963). Toutefois, la probabilité d'une mue s'accroît aussi en fonction d'une augmentation de la température de l'eau (Fogarty, 1988), ce qui pourrait contribuer, inversement, à diminuer la capturabilité. De façon générale, la vulnérabilité à la capture est plus faible dans les zones plus froides, bien que la capturabilité pour une même température puisse varier d'un secteur à l'autre (Paloheimo, 1963).

L'effet de la température sur le développement, la croissance et la survie varie en fonction de la salinité, tout comme la tolérance à des salinités extrêmes varie en fonction de la température (Ennis, 1995; McLeese et Wilder, 1958; Templeman, 1936b). Les homards sont considérés comme étant sténohalins. Ils sont limités aux zones côtières (Dall, 1970) et évitent généralement les salinités sous 20 ‰ (Jury *et al.*, 1994; Reynolds et Casterlin, 1985). Le seuil létal des homards adultes en laboratoire se situe généralement entre 8 et 14 ‰ (Lawton et Lavalli, 1995). Même avec leur capacité osmorégulatrice limitée, les homards préadultes et adultes peuvent exploiter les zones estuariennes et y vivre tout au long de l'année (Lawton et Lavalli, 1995; Watson *et al.*, 1999). Les homards de stades larvaires et postlarvaire, cryptiques et les individus en mue seraient cependant plus sensibles aux salinités réduites (Charmantier *et al.*, 1988; Jury *et al.*, 1995; Wahle, 1993).

Les homards peuvent survivre dans des eaux très pauvres en oxygène. La limite létale pour les adultes et les juvéniles se situe entre 0,2 mg d'O₂ par litre à 5 °C et 1,2 mg d'O₂ par litre à 25 °C à 30 ‰ de salinité. (Harding, 1992; McLeese, 1956). Bien que la survie du homard soit rarement menacée par l'hypoxie, les faibles concentrations en oxygène peuvent avoir des effets sublétaux affectant la viabilité à long terme (Harding, 1992).

5.1.2.2 Substrat

Le type de substrat est d'une grande importance pour le homard au moment de la l'établissement benthique (Cobb *et al.*, 1983; Harding, 1992). Des études en laboratoire ont démontré que les postlarves retardent leur établissement benthique si le substrat ne leur convient pas (par ex. sable, substrat dénudé, vase) (Botero et Atema, 1982; Cobb, 1968).

Sitôt déposés, les jeunes homards montrent une préférence pour les habitats leur procurant un abri (Boudreau *et al.*, 1990; Cobb, 1968; Cobb *et al.*, 1983). La nécessité d'un substrat procurant couvert et protection pourrait donc constituer une restriction démographique naturelle au recrutement des stades benthiques du homard (Wahle et Steneck, 1991).

Les stades cryptiques et les juvéniles (< 40 mm) semblent être principalement répartis parmi les galets et les rochers sur fond sablonneux, parmi les blocs colonisés par des lamineuses et dans les récifs tourbeux près des marais salants (Able *et al.*, 1988; Hudon, 1987; Lawton et Lavalli, 1995; Wahle et Steneck, 1991). Les substrats composés de rochers sur fond rocheux, les zostérites, les prairies algales et les vasières sont également fréquentés (Cooper et Uzmann, 1980; Wahle et Steneck, 1991), bien que dans une moindre mesure (Lawton et Lavalli, 1995). Avec le temps, les juvéniles qui deviennent de plus en plus mobiles, se dispersent dans des habitats variés. Cependant, ils ne fréquentent que rarement les substrats homogènes durs ou meubles, tels les fonds de sable ou de rochers exposés (Lawton et Lavalli, 1995). En l'absence de terrain accidenté, les jeunes homards pourront chercher à creuser dans le substrat une cuvette ou un tunnel afin d'y trouver abri et protection (Harding, 1992). Les homards préadultes et adultes fréquentent quant à eux une variété d'habitats et de substrats.

5.3.2.3 Alimentation et besoins nutritionnels

Le homard est un prédateur omnivore se nourrissant d'une variété d'invertébrés benthiques dont les crabes, moules, gastéropodes, patelles et autres mollusques, oursins, étoiles de mer, ophiures, polychètes polynoïdes et néréides, poissons, ascidies et

hydrozoaires, d'algues et parfois même de homards (Carter et Steele, 1982b; Elner et Campbell, 1987; Ennis, 1973; Lawton et Lavalli, 1995; Scarratt, 1980). Des variations temporelles et saisonnières dans la diète ont été observées en fonction de l'activité et de la disponibilité des proies (Carter et Steele, 1982b; Elner et Campbell, 1987). Le régime alimentaire du homard reflète en partie la disponibilité locale et saisonnière des organismes benthiques (Carter et Steele, 1982b; Ennis, 1973; Miller *et al.*, 1971; Sainte-Marie et Chabot, 2002; Scarratt, 1980). Ainsi la proportion de chacune des proies peut varier considérablement d'un secteur à l'autre.

Les connaissances sur les besoins nutritionnels du homard sont limitées, la plupart des informations disponibles concernent les phases larvaires et les juvéniles (Conklin, 1995; Gendron *et al.*, 2001). Les homards de stades larvaire et postlarvaire sont omnivores opportunistes. Ils se nourrissent de bactéries, de copépodes, d'amphipodes, de larves de décapodes, de mollusques, d'échinodermes et de gastéropodes, de larves et d'oeufs de poissons, de vers, d'insectes, et même parfois d'algues (Harding *et al.*, 1983; Juinio et Cobb, 1992). Certains auteurs ont suggéré que la nourriture pourrait être un facteur limitant pour les stades larvaires planctoniques, ayant des effets sur les taux de développement et sur la survie (Conklin, 1995; Eagles *et al.*, 1986; Harding *et al.*, 1983; Templeman, 1936b). Les postlarves récemment établies qui vivent dans des terriers pourraient également avoir une alimentation de type suspensivore (Lavalli et Barshaw, 1989). Les juvéniles consomment les mêmes proies que les homards adolescents et adultes, bien que les proportions relatives de chacune des proies puissent varier (Carter et Steele, 1982b). Au fur et à mesure que le homard grossit, les proportions de proies plus grosses, plus mobiles, à

carapace rigide et/ou renforcée, augmentent dans sa diète (Elner et Campbell, 1987; Sainte-Marie et Chabot, 2002; Scarratt, 1980).

Le homard est capable de sélectionner ses proies (Elner et Campbell, 1987) et de marquer des préférences envers certaines d'entre elles, notamment envers le crabe commun (Carter et Steele, 1982a; Evans et Mann, 1977; Hudon et Lamarche, 1989; Ojeda et Dearborn, 1991; Sainte-Marie et Chabot, 2002). Le crabe semble être un élément important de la diète du homard (Gendron et Fradette, 1995; Juinio et Cobb, 1992; Sainte-Marie et Chabot, 2002). Son importance pourrait être en partie due au fort contenu en protéines et à la présence de certains acides aminés dans sa chair (Gendron et Fradette, 1995; Juinio et Cobb, 1992; Sainte-Marie et Chabot, 2002), puisqu'il semblerait que la croissance du homard soit directement liée à la teneur en protéines (Castell et Budson, 1974). Ainsi, l'absence du crabe dans la diète peut avoir des effets significatifs sur la condition et le développement du homard (Gendron *et al.*, 2001).

Un grand nombre d'exuvies, d'oursins et de coquilles de bivalves se retrouvent dans les estomacs de homards à la fin de l'été. Ceci pourrait indiquer un changement, durant la période de mue, vers une diète moins protéique et plus riche en minéraux, favorisant la reminéralisation de l'exosquelette (Carter et Steele, 1982b; Ennis, 1973; Scarratt, 1980). Cependant, ceci pourrait aussi refléter un changement dans l'efficacité de la prédation, les homards à carapace molle, plus opportunistes, se nourriraient de leur exuvie ou de détritus présents sur le fond plutôt que de proies vivantes (Carter et Steele, 1982b).

La disponibilité et la valeur nutritive des aliments qui conviennent au homard dans les eaux du golfe du Saint-Laurent n'ont fait l'objet d'aucune étude spécifique. Selon toute vraisemblance, il est peu probable que le homard soit limité par l'abondance de nourriture dans la plupart des régions de la côte Atlantique (Harding, 1992; Miller *et al.*, 1971).

5.1.2.4 Qualité de l'habitat benthique pour le homard

L'intégration des connaissances portant sur les aspects biophysiques structuraux des habitats benthiques et sur les caractéristiques des populations de homard fréquentant ces habitats (densités et structures de taille) est un domaine important de la recherche sur le homard d'Amérique (Lawton et Lavalli, 1995). L'habitat au sens architectural (qui réfère à la distribution et à l'arrangement des espaces habitables) (Hacker et Steneck, 1990) influence le recrutement, la colonisation, la taille corporelle et la structure de taille des populations (Bologna et Steneck, 1993). De plus, les homards côtiers vivent à proximité de plusieurs espèces benthiques durant la majeure partie de l'année (Cooper et Uzmann, 1980).

L'habitat côtier le plus commun est composé d'un substrat sablonneux ou rocheux sur lequel reposent des rochers et/ou blocs rocheux (Cooper et Uzmann, 1980). Plusieurs espèces macrobenthiques sont associées à ces habitats dont les algues, ascidies, anémones, bernards l'hermite, brachiopodes, crabes, éponges, étoiles de mer, moules, oursins, polychètes. Les macroalgues brunes, rouges et vertes peuvent procurer un couvert, à des degrés divers, jusqu'à des profondeurs de l'ordre d'une trentaine de mètres. Dans ces habitats, les homards adultes occupent des espaces préexistants sous de larges rochers et

des crevasses, y demeurant surtout durant le jour (Ennis, 1984b; Karnofsky *et al.*, 1989a). Ils fréquentent également des abris plus éphémères tels que les laminaires et autres frondes algales (Lawton et Lavalli, 1995). Leur affinité avec les endroits couverts ne serait toutefois que résiduelle (Lawton et Lavalli, 1995), sauf aux moments de la mue et de l'accouplement. Les habitats vaseux sont un autre habitat d'importance (Cooper et Uzmann, 1980), notamment près des baies, havres et estuaires, le long des côtes. Le homard y creuse des terriers dans la vase meuble (Cooper *et al.*, 1975; Thomas, 1968) ou s'installe dans des terriers creusés par d'autres espèces (Cooper et Uzmann, 1980). Certains homards adultes utilisent des abris qui ne leur procurent aucun couvert, telles des dépressions en forme de cuvette, d'où ils basent leurs activités journalières et dont les dimensions semblent corrélées à la taille de l'individu (Campbell, 1990).

5.2 Objectifs spécifiques

Cette partie de l'étude avait pour premier objectif de caractériser l'habitat de la population de homard de Saint-Godefroi. Plus spécifiquement, elle visait à :

- 1.1. Caractériser les conditions physico-chimiques de température et de salinité.
- 1.2. Caractériser l'habitat biophysique en termes de substrat (sédiments superficiels) et de communautés à chacune des stations.
- 1.3. Comparer les caractéristiques de l'habitat des stations où ont lieu des activités de pêche au pétoncle (draguées) à celui des stations où il n'y a pas d'activité de pêche au pétoncle (non draguées), en termes de complexité et de caractéristiques architecturales.

Il est à rappeler que les gisements de pétoncle sont associés aux substrats grossiers de gravier, substrats où il est plutôt rare d'observer des homards.

Dans un second temps, cette partie de l'étude visait également à faire le lien entre les caractéristiques de l'habitat et l'abondance du homard. Les résultats des campagnes de pêche expérimentale (chapitre 2) ont démontré que les homards du secteur de Saint-Godefroi ne sont pas répartis uniformément dans l'ensemble de l'aire d'étude. De plus, il semble qu'ils effectuent des déplacements saisonniers entre la côte et le large. L'hypothèse de travail était que l'abondance et la distribution du homard pourraient être en partie liées aux caractéristiques de l'habitat. Les autres objectifs étaient donc :

- 2.1 D'établir des relations entre les caractéristiques de l'habitat et les rendements obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale.
- 2.2 D'évaluer la qualité de l'habitat pour le homard, en identifiant certains éléments ou caractéristiques environnementales locales lui étant favorables ou défavorables et qui pourraient expliquer les abondances et les patrons de déplacements observés.

5.3 Méthodologie

5.3.1 Caractérisation du site d'étude : conditions environnementales locales

Entre le 17 et le 21 août 2003, une mission d'échantillonnage a permis de récolter des échantillons de sédiments ainsi que de prendre des photos du fond à chacune des 42 stations de pêche expérimentale (chapitre 2) de même qu'à deux stations supplémentaires (Fig. 35).

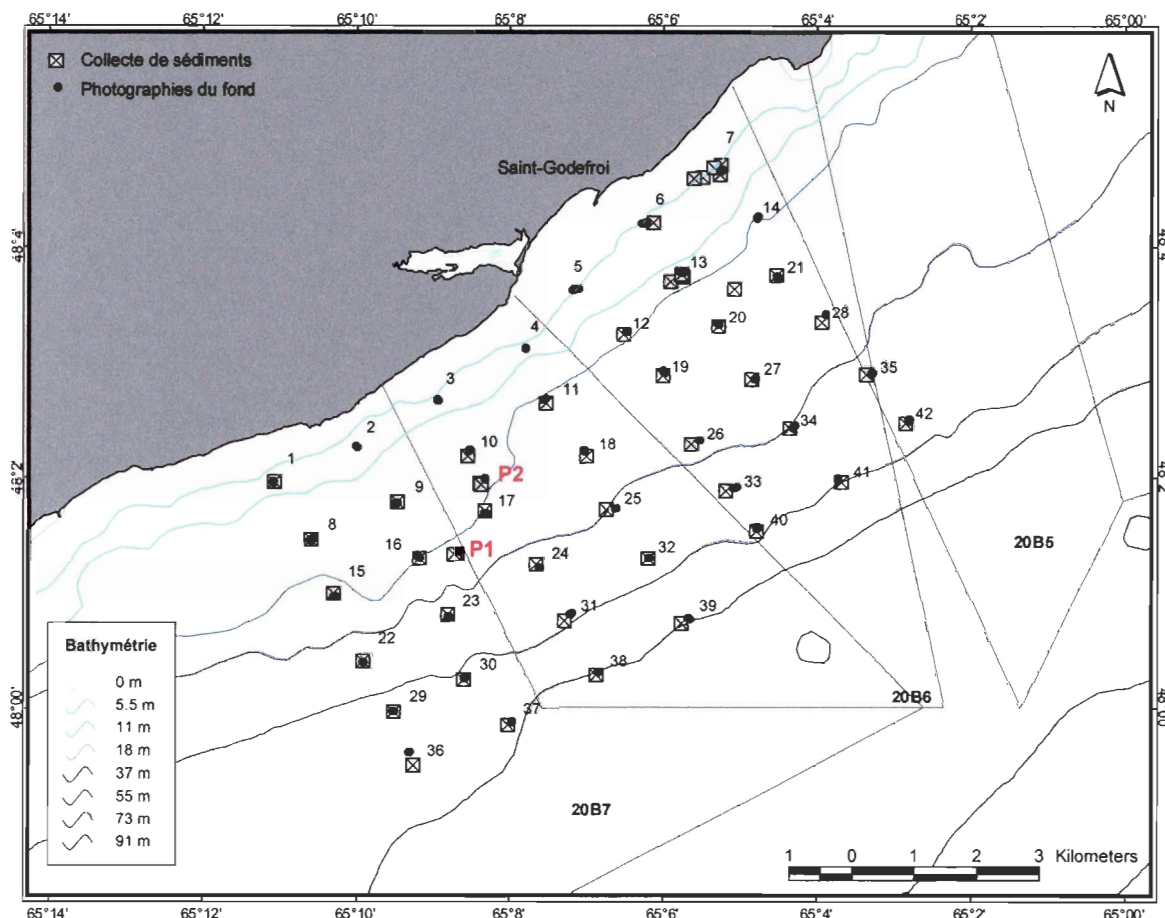


Figure 35. Localisation des stations d'échantillonnage de sédiments et photographies en juillet et août 2003.

5.3.1.1 Paramètres physico-chimiques

En 2003, lors des campagnes de pêche expérimentale, des profils verticaux de pression, salinité et température ont été effectués manuellement à chacune des 42 stations à l'aide d'un CTD SBE Seacat 19. Il est à noter que les profondeurs n'ont pas été corrigées pour tenir compte de la marée.

Analyse des données physico-chimiques



Les températures au fond à chaque station, pour chacune des périodes d'échantillonnage, ont été extraites. Des représentations graphiques des isothermes pour chaque période d'échantillonnage ont été effectuées à l'aide du logiciel Surfer 8.00. Pour chacune des périodes d'échantillonnage, un semi-variogramme a d'abord été réalisé et les paramètres du modèle ont été automatiquement ajustés selon la méthode des moindres carrés. Les valeurs de température ont ensuite été calculées à chaque point d'une grille de 64 x 100 points, à l'aide de toutes les observations, par krigeage linéaire. Les profondeurs et salinités à chacune des stations et périodes d'échantillonnage ont également été utilisées afin de compléter la caractérisation du site.

5.3.1.2 Échantillonnage des sédiments

Les échantillons de sédiments (un par station) ont été récoltés à l'aide d'une benne Shipek, échantillonnant un volume de 3 L (surface d'échantillonnage d'environ 0,04 m²). Plusieurs stations n'ont pu être échantillonnées avec la benne en raison de la présence de blocs rocheux ou de cailloux de taille importante, présence révélée par l'observation des photographies. Les échantillons ont été conservés au frais jusqu'au moment des analyses.

Analyses granulométriques

Étant donné l'hétérogénéité de plusieurs échantillons et la taille grossière des sédiments, la plupart des échantillons ont été analysés en entier (Folk, 1974; Walton, 1980). Les échantillons ont d'abord été séchés au four à 40 °C durant au moins 24 h, puis pesés. De 10 à 20 mL de calgon ((NaPO₃)₆) à 20 g/L, un agent défloculant, et 150 mL d'eau ont ensuite été ajoutés aux échantillons secs et ceux-ci ont été agités durant une heure à l'aide

d'un agitateur rotatif. Les sédiments lavés ont été tamisés sous l'eau sur une colonne de deux tamis, de 45 et 250 μm , le deuxième servant à protéger le premier. Les refus de tamis ont été séchés au four à 40 °C au moins 24 h et pesés à nouveau. Les échantillons ont, par la suite, été introduits dans une colonne de tamis à sec, constituée de 20 tamis emboîtés dont l'ouverture des mailles variait entre 62,5 μm et 32 mm. La taille des sédiments a été standardisée en valeur de ϕ (c.-à.-d. le logarithme négatif en base 2 de la taille des grains en mm), suivant l'échelle de Wentworth (1922). L'intervalle entre les tamis était de 0,5 ϕ . La colonne de tamis a été placée dans un vibreur pendant dix minutes. Les refus de tamis ont été pesés et, pour les graviers de grande taille, mesurés individuellement.

Aux fins des analyses, les refus de tamis ont d'abord été regroupés en trois classes principales selon leur taille (Tab. III) : les argiles et limons ($< 63 \mu\text{m}$ (4 ϕ)), les sables (63 μm à 2 mm (4 à -1 ϕ)) et les graviers (2 mm et plus (-1 ϕ et moins)). Cette troisième classe a par la suite été subdivisée en deux sous-classes, soit les granules (2 à 4 mm (-1 à -2 ϕ)) et les cailloux (4 à 64 mm (-2 à -6 ϕ)). Un seul galet de diamètre supérieur à 64 mm était présent dans un des échantillons et il a été exclu des analyses statistiques. Les données granulométriques ont été compilées par station.

Tableau III. Classification des sédiments utilisée lors des analyses statistiques. Les cases en gris représentent les éléments présents en seconde couche.

Classes Analyses granulométriques		Classes Analyses d'images		Taille en mm	Taille en ϕ
Argiles et limons (Vases)		Sables et vases (argiles et limons)		< 63 mm	> 4 ϕ
Sables			Sables et vases en seconde couche	< 2 mm	> -1 ϕ
Graviers	Granules	Granules	Sables ou graviers en seconde couche	2 à 4 mm	-1 à -2 ϕ
	Cailloux	Cailloux		4 à 64 mm	-2 à -6 ϕ
	Galets	Galets		64 à 256 mm	-6 à -8 ϕ
		Rochers		> 256 mm	< -8 ϕ
			Graviers (granules, cailloux, galets et rochers) en seconde couche		

5.3.1.3 Échantillonnage photographique

Le système utilisé comprenait un appareil photo numérique à haute résolution (4 méga pixels) muni d'une lentille grand angle, dont le déclenchement était contrôlé à partir de la surface. Une caméra vidéo permettait d'effectuer une reconnaissance rapide du fond. La surface photographiée correspondait à 0,0825 m² (25 x 33 cm). Six à dix photos ont été prises à chacune des stations.

Analyse d'images

Quatre photographies par station ont été analysées à l'aide du logiciel d'analyse d'images Image-Pro Express (version 4.0) afin de caractériser l'habitat épibenthique. L'échelle de chacune des photographies a d'abord été calibrée à l'aide d'un mince câble d'acier gradué installé à la base du montage afin d'être visible sur les photographies. Une grille de 100 points distribués de façon systématique a ensuite été superposée à chacune des photos. Les éléments (par ex. rochers, faune et algues) présents directement ou en seconde couche (c.-à.-d. identifiables en dessous d'autres éléments) sous les points ont été identifiés

afin de quantifier le pourcentage de recouvrement de chacune des composantes du fond. Par la suite, les photographies ont été visualisées une seconde fois afin de prendre en note tous les autres éléments présents, qui ne l'étaient pas sous les points. Les organismes ont été identifiés au plus bas niveau taxonomique possible. Les sédiments ont été classés au demi- ϕ , selon l'échelle de Wentworth, d'après leur plus petit diamètre. Les sédiments superficiels ont été regroupés en huit classes principales selon leur taille et leur niveau (Tab. III): les sables et vases (incluant les argiles et limons) (< 2 mm (-1 ϕ)), les granules (2 à 4 mm (-1 à -2 ϕ)), les cailloux (4 à 64 mm (-2 à -6 ϕ)), les galets (64 à 256 mm (-6 à -8 ϕ)), les rochers (> 256 mm (-8 ϕ)), les sables et vases présents en seconde couche, les graviers (granules, cailloux, galets et rochers) présents en seconde couche et les sables ou graviers présents en seconde couche. Une neuvième classe représentant les fragments de carapaces ou de coquilles a par la suite été ajoutée. Les résultats ont été compilés par station, en faisant la moyenne des quatre photos.

5.3.1.4 Analyses statistiques

Des analyses multivariées ont été effectuées à l'aide du logiciel Primer (version 5.2.2), afin d'identifier les différences dans les compositions en sédiments (granulométrie), de même que dans les composantes de l'habitat épibenthique (photographies), entre les strates de profondeur échantillonnées. Les stations ont été regroupées selon les mêmes strates de profondeur que celles utilisées pour la distribution du homard, soit 0-10 m, 10-18 m, 18-27 m, 27-40 m et plus de 40 m.

Une première matrice de similarité, basée sur l'indice de Bray-Curtis (Clark et Warwick, 1994), a d'abord été calculée à partir des données non transformées d'abondance relative (proportion) de chaque classe de sédiments (granulométrie). Une seconde matrice de similarité, a ensuite été calculée à partir des données non transformées d'abondance de chaque composante de l'habitat (photographies). Il est à noter qu'était considéré comme composante de l'habitat, tout élément, vivant ou non, présent sur les photographies et formant en moyenne 0,1 % ou plus du recouvrement total. Les espèces à forte mobilité telles que le crabe commun (*C. irroratus*) et les poissons, ont été exclues de ces analyses, le système déployé pouvant les faire fuir.

Des cadrages multidimensionnels permettant de visualiser la similarité entre les 44 stations ont été effectués à partir de ces matrices. La similarité des compositions en sédiments et celle des composantes de l'habitat épibenthique entre les strates de profondeur ont été testées par des analyses de similarité hiérarchique (ANOSIM, Clarke et Warwick, 1994). La contribution de chaque classe de sédiment et de chaque composante de l'habitat dans l'assemblage des éléments aux différentes strates de profondeur, a été évaluée à l'aide de l'analyse SIMPER. Le nombre maximal de permutations des ANOSIM a été fixé à 4999 et le seuil de probabilité utilisé dans toutes ces analyses multivariées était de 0,05.

5.3.2 Relations avec l'abondance du homard

Afin d'évaluer si l'abondance du homard était soumise à des variations locales d'une extrémité à l'autre du site d'étude, la relation entre les rendements totaux obtenus aux différentes stations à chacune des périodes d'échantillonnage et la position de ces stations à

l'intérieur du site d'étude a été évaluée pour 2002 et 2003 à l'aide de régressions multiples. La position des stations a été déterminée par rapport à un système de coordonnées délimité par la côte et par une ligne perpendiculaire à la côte, tracée au-delà de l'extrémité ouest du site d'étude. Les coordonnées des stations correspondaient donc à la distance sur un axe sud-ouest nord-est (SO-NE) (parallèle à la côte) par rapport à la ligne perpendiculaire à la côte (x) et à la distance de la côte (y) de chacune des stations échantillonnées. Puisque la corrélation entre la profondeur et la distance par rapport à la côte était très forte (coefficient de corrélation de Spearman pour l'ensemble des stations échantillonnées en 2002 (r_s) = 0,98443 $p < 0,0001$ et 2003 (r_s) = 0,95401 $p < 0,0001$), seules les coordonnées x de distances sur l'axe SO-NE et de profondeurs ont été incluses dans les modèles.

Pour 2003, en plus de ces deux variables (distance sur l'axe SO-NE et profondeur), d'autres composantes de l'habitat, identifiées sur les photographies, ont été incluses dans les modèles de régression multiple : les pourcentages de recouvrement d'algues encroûtantes spp., de rhodophytes spp., d'agar criblé (*Agarum cribosum*), de modioles (*Modiolus modiolus*), de sable, de granules et cailloux combinés, ainsi que de galets et rochers combinés.

L'effet de la température a été analysé séparément puisque ce paramètre variait selon la période d'échantillonnage et qu'il était, pour toutes les périodes d'échantillonnage, fortement corrélé à la profondeur ($r_s \geq 0,765$ et $p < 0,0001$). Ainsi, la relation entre les rendements totaux obtenus en 2003 et les températures mesurées aux différentes stations,

entre 0 et 40 m de profondeur, a été estimée par une analyse de régression linéaire simple, pour chacune des périodes d'échantillonnage.

Ces analyses de régression linéaire ont été effectuées suivant la méthode des moindres carrés, en utilisant le logiciel SAS 8.02 (SAS Institute, 1989). Les modèles de régression multiple ont été générés selon la méthode pas-à-pas. Les seuils de significativité pour l'entrée et la rétention des variables dans le modèle ont été respectivement fixés, *a priori*, à 0,15 et 0,10. Les coefficients de détermination des régressions R^2 ont été ajustés en fonction du nombre de variables incluses dans les modèles (SAS Institute, 1989). Les postulats de normalité et d'homogénéité ont été validés de façon graphique (Scherrer, 1984). Les problèmes de colinéarité ont également été vérifiés pour les modèles choisis (Freund et Littell, 1986).

5.4 Résultats

5.4.1 Caractérisation du site d'étude

5.4.1.1 Profondeurs, températures et salinités

De façon générale, pour l'ensemble de la zone d'étude, les profondeurs diminuent graduellement en allant vers le sud-est, perpendiculairement à la ligne de côte (Fig. 35). La pente est peu prononcée (moins de un degré).

Les températures de fond pour les différentes strates de profondeur, mesurées en juillet, août, septembre et octobre 2003 sont présentées à l'annexe 9 (p. 244). La figure 36 présente les isothermes estimées de température pour chaque période d'échantillonnage. De

façon générale, les températures diminuent graduellement avec la profondeur, les isothermes suivant assez bien les isobathes. Au début de juillet, la thermocline se situait entre 5 et 10 m et elle s'enfonçait progressivement pour atteindre une trentaine de mètres à la fin d'octobre.

Au début de juillet, les températures montraient une diminution importante avec la profondeur : alors qu'elles étaient de 15,4 °C à 7 m de profondeur, elles atteignaient -0,5 °C à plus de 70 m (Fig. 36A). Entre 5 et 18 m de profondeur, les isothermes sont assez rapprochées, les températures variant entre 5,3 et 15,4 °C. Une anomalie de température peut être observée près de la côte, à l'est du quai de Saint-Godefroi. Celle-ci pourrait être en partie expliquée par la différence de profondeur entre les stations adjacentes (8,7 m pour la station 6 contre 7,1 m pour les stations 5 et 7). Ailleurs, entre 18 et 40 m de profondeur, les températures passaient graduellement de 5,8 à 0 °C. À plus de 40 m, les températures étaient inférieures à zéro.

Au début d'août, la diminution de la température avec la profondeur était presque aussi marquée, celle-ci passant de 15,1 °C à 6,6 m à 0,3 °C au-delà de 70 m de profondeur. L'écart était davantage marqué dans la partie nord-est de la zone d'étude (Fig. 36B). Près de la côte, du côté est, à environ 7,5 m de profondeur, les températures de fond étaient assez élevées (11,2 à 15,1 °C). Au sud-est de ces stations, les isothermes sont très rapprochées. À 18 m de profondeur, les températures étaient inférieures d'environ 10 °C à celles mesurées près de la côte. Du côté ouest, les températures étaient moins élevées et les isothermes sont plus espacées. L'écart moyen était de seulement 4 °C, entre 8 et 16,5 m de

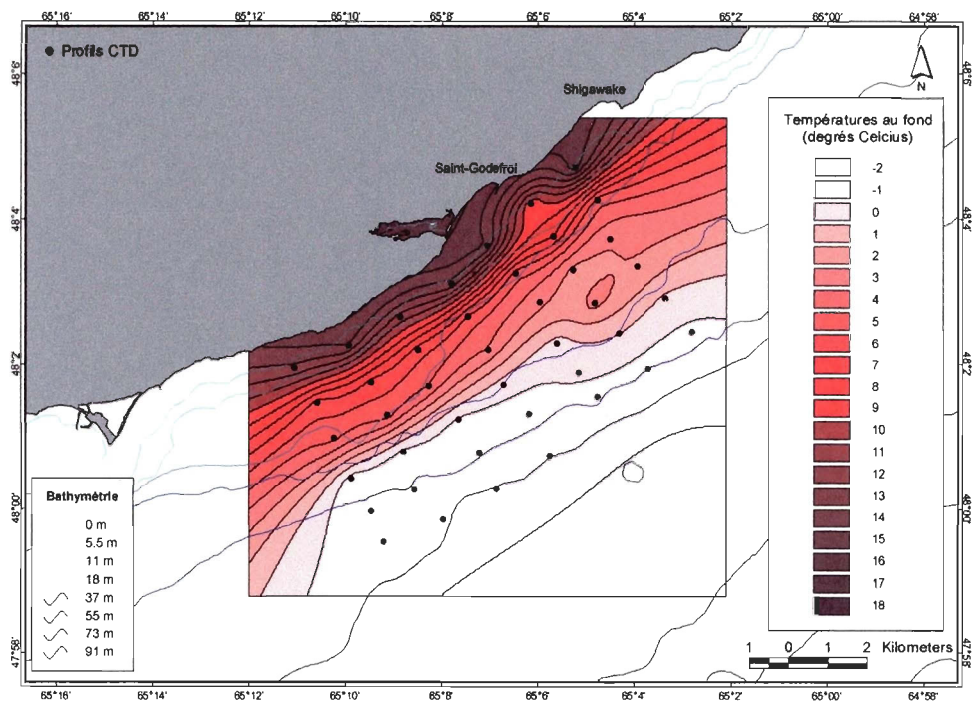
profondeur. Entre 27 et 40 m, les températures étaient assez homogènes variant entre 1,2 et 1,5 °C. Sous les 40 m de profondeur, les températures étaient légèrement plus froides et assez homogènes.

En septembre, la diminution de température de la côte vers le large semblait plus graduelle, les isothermes étant plus espacées. Près de la côte, contrairement à juillet, les températures étaient un peu plus élevées du côté ouest (13 °C) que du côté est (10 °C) (Fig. 36C). À partir de 18 m de profondeur, elles étaient de 10 °C en moyenne et diminuaient graduellement avec la profondeur pour atteindre environ 3 °C à 40 m et 0,5 °C à 70 m.

C'est en octobre que les températures de fond étaient les plus homogènes. De 7,8 °C qu'elles étaient près de la côte, elles atteignaient 1,7 °C à 70 m de profondeur. L'écart était inférieur à 2 °C entre 7 et 27 m. Autour de 40 m de profondeur, les températures étaient en moyenne de 4,5 °C et au-delà, elles étaient généralement inférieures à 3 °C (Fig. 36D).

Pour chaque période d'échantillonnage, les températures au fond étaient fortement corrélées aux profondeurs ($r_s \geq 0,927$ et $p < 0,0001$). En prenant seulement les stations situées entre 0 et 40 m de profondeur, stations conservées dans la plupart des analyses, les corrélations entre les températures au fond et les profondeurs sont un peu moins élevées ($r_s \geq 0,765$ et $p < 0,0001$). De façon générale, c'est en juillet et août que les coefficients de corrélation sont les plus élevés et en octobre qu'ils sont les moins élevés.

A.



B.

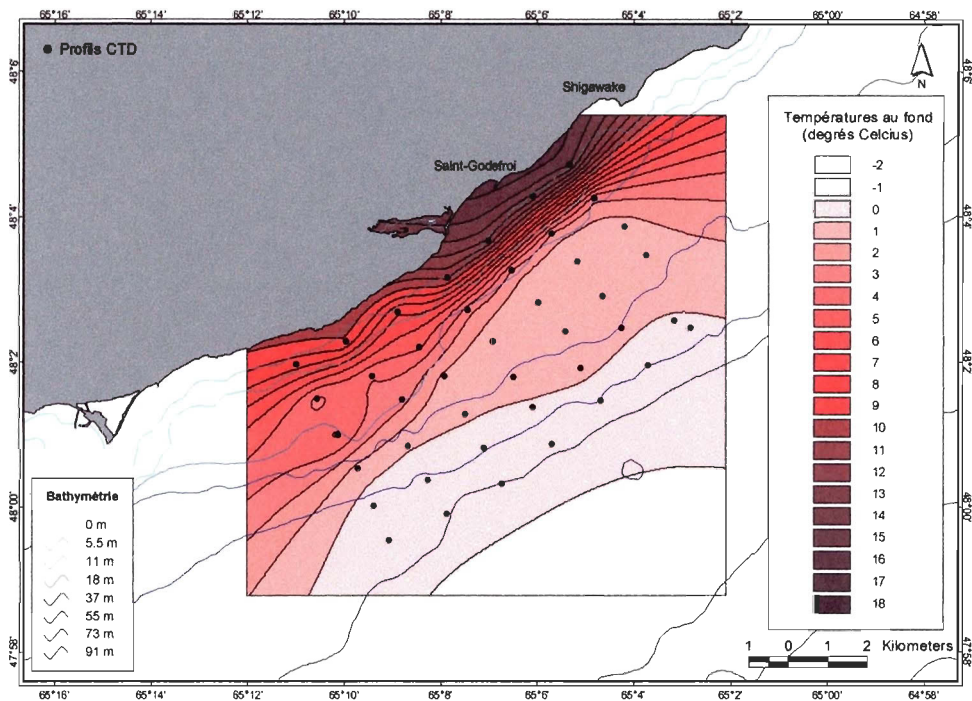
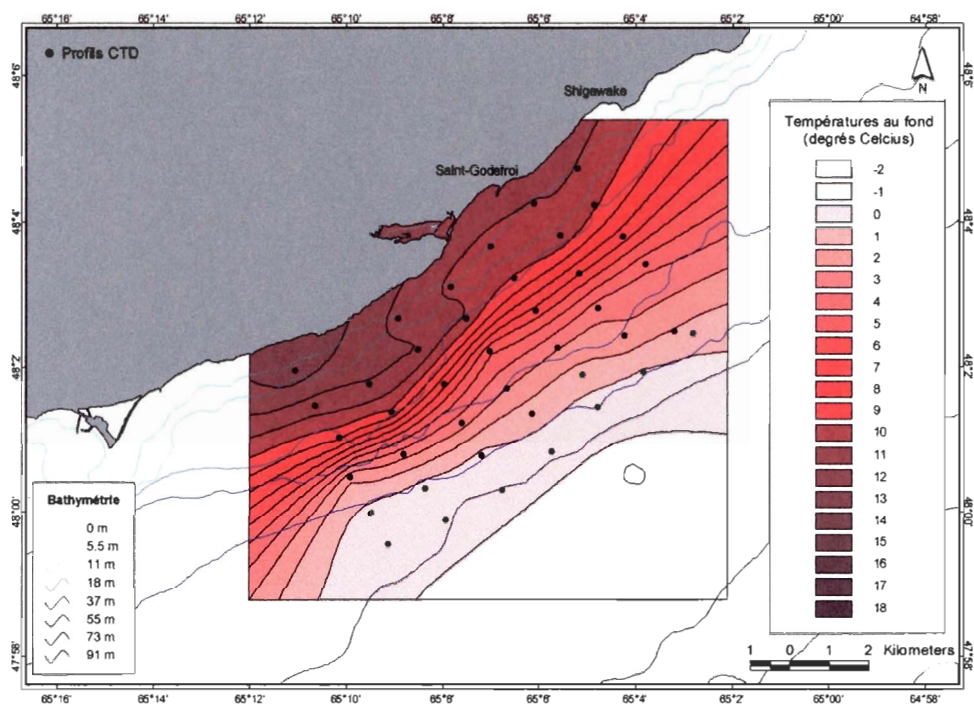


Figure 36. Températures de fond estimées par krigeage à partir des valeurs mesurées lors des campagnes d'échantillonnage de 2003 A. Entre le 6 et le 8 juillet. B. Entre le 10 et le 13 août.

C.



D.

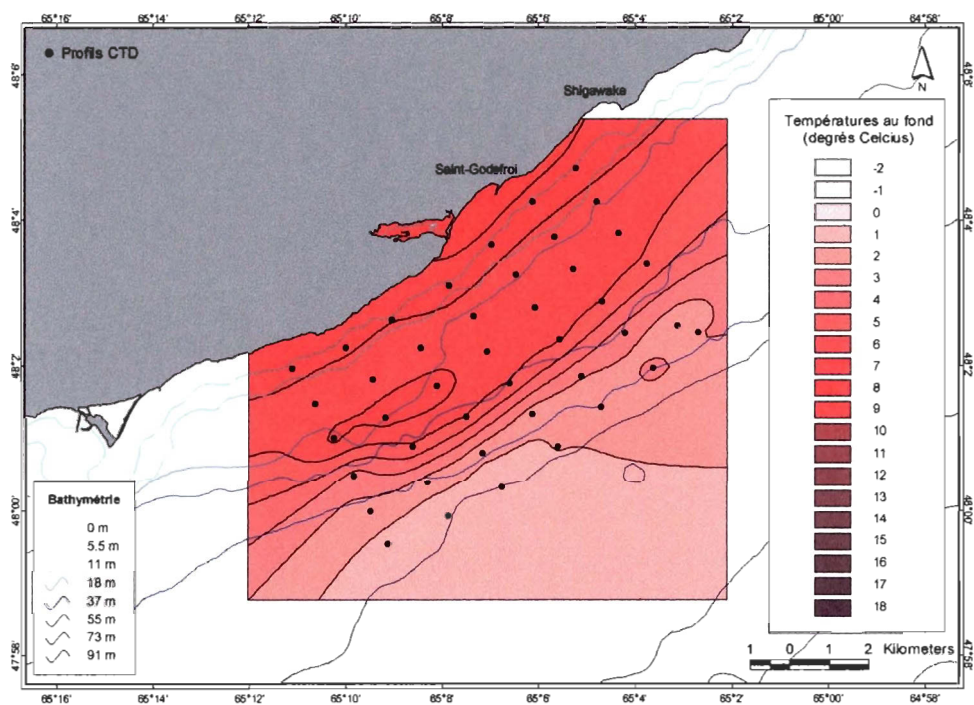


Figure 36. Suite. Températures de fond estimées par krigeage à partir des valeurs mesurées lors des campagnes d'échantillonnage de 2003. C. Entre le 22 et le 25 septembre. D. Entre le 26 et le 30 octobre.

Les salinités mesurées au fond ont très peu varié entre le début de juillet et la fin d'octobre. Elles variaient entre 28,1 et 32,2 selon les stations et les périodes d'échantillonnage et elles augmentaient en allant vers le large. L'écart entre les salinités minimales et maximales était plus important en juillet et diminuait progressivement au cours de la saison. À l'instar des températures, les salinités semblaient plus homogènes en octobre. Tout comme les températures, les salinités étaient fortement corrélées à la profondeur ($r_s \geq 0,923$ et $p < 0,0001$).

5.4.1.2 Composantes de l'habitat : sédiments et communautés

Entre 0 et 10 m de profondeur, seulement une station sur sept a pu être échantillonnée à l'aide de la benne. Celle-ci a été exclue des analyses statistiques puisqu'elle a été considérée non représentative de cette strate. Au total, 37 stations sur les 44 photographiées ont été échantillonnées. Seuls des sédiments de diamètre se situant entre 4 et $-5,5 \phi$ ($62,5 \mu\text{m}$ à $45,255 \text{ mm}$) ont pu être recueillis avec la benne.

Il est à noter que la benne a permis d'échantillonner et d'analyser une couche d'environ 10 cm de sédiments, alors que les photographies n'ont permis d'évaluer que la composition des sédiments superficiels.

Composition en sédiments des différentes strates de profondeur

Le site d'étude est caractérisé par des sédiments non homogènes composés en majeure partie de sables et de graviers (Fig. 37). La figure 38 permet de comparer les compositions en sédiments évaluées lors des analyses granulométriques et visuellement à

partir des photographies. Les argiles et limons sont absents des évaluations visuelles puisqu'ils ne pouvaient être différenciés du sable sur les photographies.

D'après les photographies, les stations de la strate 0-10 m sont caractérisées par la présence de rochers d'assez grande taille. En moyenne, des graviers de taille supérieure à 4 mm (-2ϕ) (cailloux, galets et rochers) sont présents sous plus de 70 % des points. Les cailloux (4 à 64 mm) recouvrent un peu plus de 15 % de la surface analysée. Puisque les dimensions de plusieurs rochers dépassaient le cadre des photographies, il a été difficile de départager les deux dernières classes de graviers, soit les galets (64 à 256 mm) et les rochers (≥ 256 mm). Entre les rochers, en plus des cailloux, il semble y avoir un peu de sable (7 %). La station 1, seule station de cette strate où une quantité suffisante de sédiments a pu être prélevée afin d'en effectuer l'analyse granulométrique, était caractérisée par une abondance de cailloux (4 à 64 mm) (Fig. 37).

Entre 10 et 18 m de profondeur, les rochers disparaissent pour céder la place aux cailloux et granules qui comptent en moyenne pour plus de 60 % du poids sec des échantillons analysés. Les sables sont également abondants, formant plus de 30 % du poids sec, alors que les argiles et limons comptent en général pour moins de 5 % de ce poids (Fig. 38A). Sur les photographies, les sables et cailloux sont également plus abondants qu'à la strate précédente alors que les galets et rochers le sont beaucoup moins.

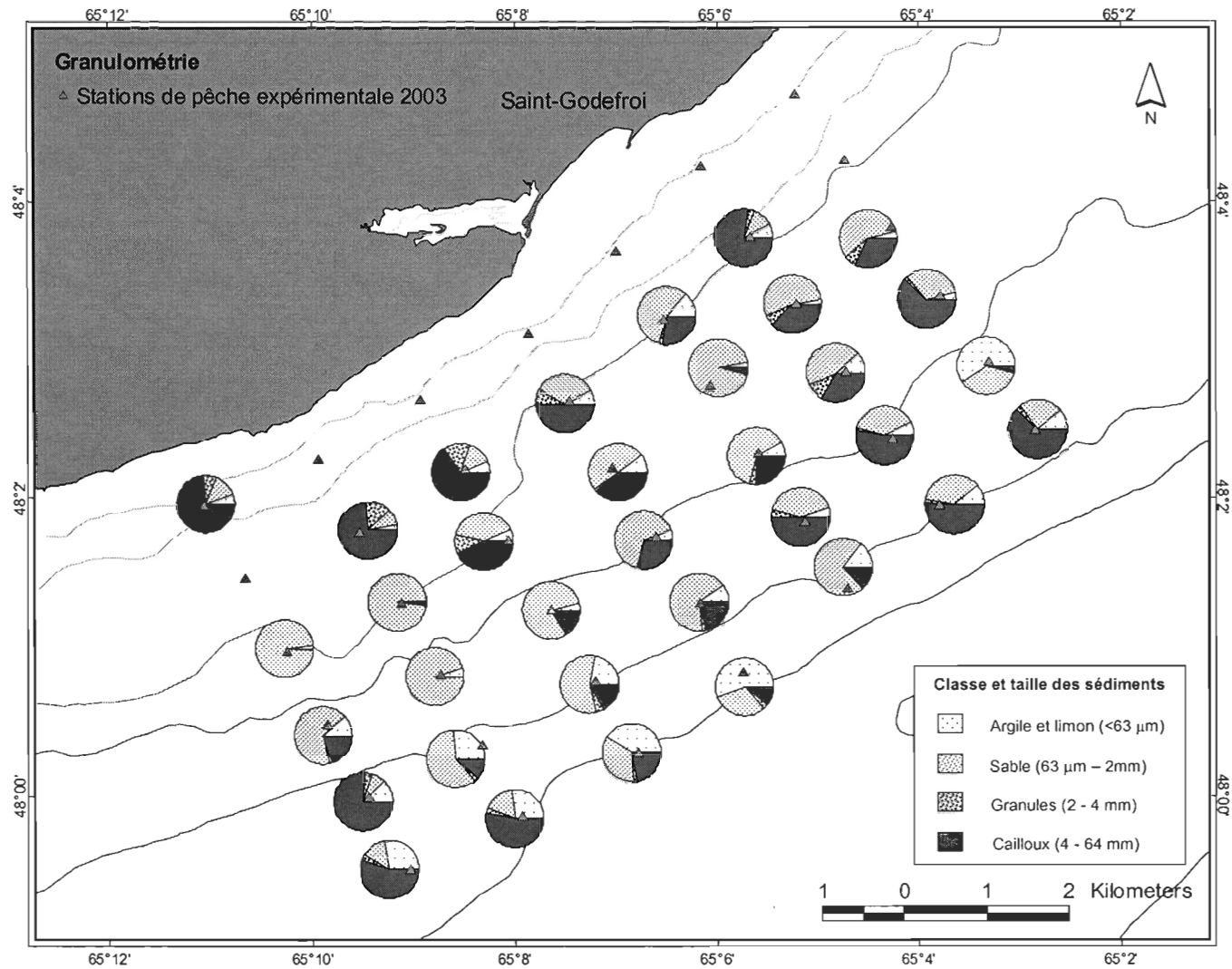
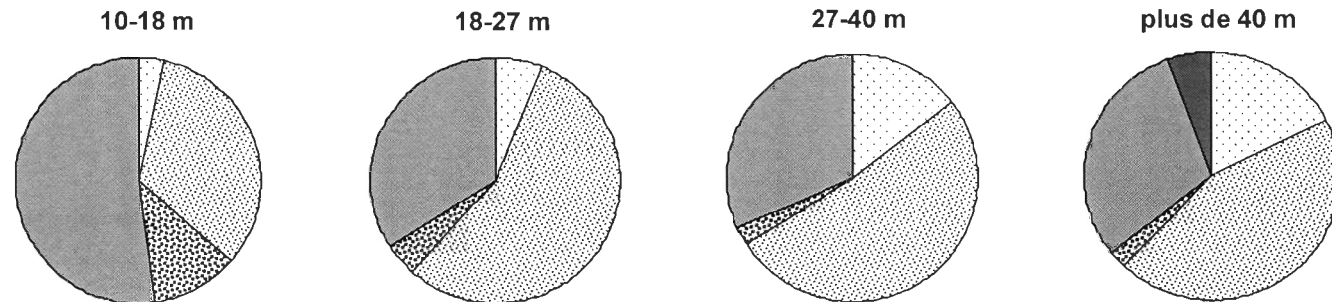


Figure 37. Composition des sédiments recueillis à l'aide de la benne à chacune des stations, évaluée à partir d'analyses granulométriques.

A.

- Argiles et limons
- ▤ Sables
- ▥ Granules
- Cailloux
- Galets
- Rochers
- Gravier n.d.



B.

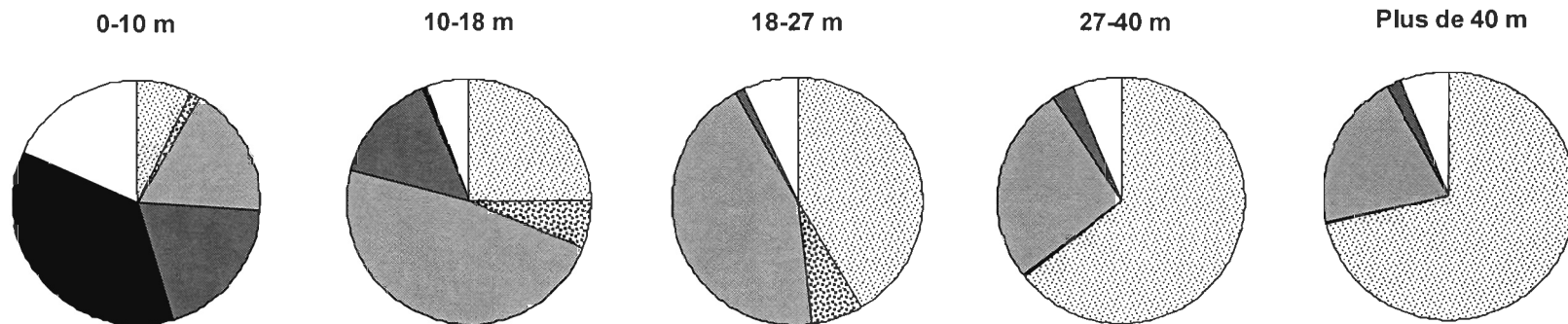


Figure 38. Composition moyenne des sédiments dans chacune des strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. Évaluation par analyses granulométriques. B. Évaluation visuelle à l'aide des photographies. Gravier n.d. : graviers de taille non défini (granules, cailloux, galets ou rochers) présents en seconde couche. Les argiles et limons ont été combinés aux sables en B puisqu'il était impossible de les distinguer lors de l'analyse des photographies.

Entre 18 et 27 m, les sables dominant, constituant en moyenne plus de 55 % du poids sec des échantillons. Les cailloux sont un peu moins abondants que dans la strate précédente, bien qu'ils représentent le tiers du poids sec. Selon les photographies, le sable et les cailloux, en proportions semblables, recouvrent un peu plus de 90 % de la surface. Les galets et rochers sont très peu abondants (1 %).

Entre 27 et 40 m, les proportions de sable et de cailloux sont légèrement plus faibles que celles de la strate 18-27 m, alors que la proportion d'argile et limon est deux fois plus importante (14 %). D'après les photographies, les cailloux sont moins abondants qu'entre 10 et 27 m de profondeur, mais plus abondants qu'entre 0 et 10 m. Comme dans la strate précédente, il y a très peu de galets et de rochers (moins de 5 % de recouvrement).

Les photographies des stations situées à plus de 40 m de profondeur ressemblent beaucoup à celles de la strate 27-40 m. À plus de 40 m de profondeur, les proportions de sable et de cailloux sont moins élevées qu'entre 18 et 40 m. Les argiles et limons y seraient toutefois un peu plus abondants, formant près de 20 % du poids sec des échantillons. Il n'y a que dans cette dernière strate de profondeur qu'un galet (> 64 mm) a été recueilli avec la benne. Sur les photographies, les cailloux étaient tout de même présents sous 25 % des points tandis que les galets et rochers formaient quant à eux environ 2 % de la surface. .

Communautés

Suivant le nombre de stations échantillonnées par strate de profondeur, entre 28 et 48 photos par strate ont été analysées, pour un total de 176 photographies. Une quarantaine

d'espèces benthiques différentes ont été identifiées, dont 16 (Annexe 11A, p. 246) ont été conservées aux fins des analyses multivariées. D'après les photographies, la répartition et la composition spécifique des communautés benthiques semblent varier en fonction de la profondeur et de la nature du substrat.

Les algues encroûtantes (*Lithothamnium* sp. ou *Phymatolithon* sp.) recouvraient près du quart de la surface totale des photos de la strate 0-10 m. De même l'agar criblé (*A. cribosum*) était très présent dans cette strate, recouvrant plus de 13 % de la surface analysée. Les algues rhodophytes étaient également présentes en petit nombre. Plusieurs modioles (*Modiolus modiolus*) de même que quelques oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*), étoiles de mer communes et sanguinolentes (*Asterias vulgaris* et *Henricia sanguinolenta*), éponges et hydrozoaires étaient visibles sur les photographies. Ce qui semblait être un mélange de matière organique et de sédiments couvrait près de 45 % de la surface de certaines photos faisant en sorte qu'il était parfois difficile d'identifier ce qu'il y avait en dessous.

Entre 10 et 18 m de profondeur, les algues encroûtantes, les algues rouges et les hydrozoaires étaient un peu plus abondantes qu'entre 0 et 10 m de profondeur, alors que l'agar criblé l'était légèrement moins. Quelques étoiles de mer communes et sanguinolentes, quelques modioles et éponges et de rares oursins plats (*Echinarachnius parma*) ont été observés. De façon générale, il y avait beaucoup moins (environ 5 %) de matière organique visible en surface que dans la strate 0-10 m.

Dans la strate 18-27 m, les algues encroûtantes étaient passablement moins abondantes qu'entre 0 et 18 m de profondeur. À l'opposé, les hydrozoaires étaient plus abondants que dans les strates précédentes. Quelques étoiles de mer communes, oursins plats et pétoncles (*Placopecten magellanicus*) étaient visibles sur les photographies. En moyenne, 25 % de la surface analysée était couverte d'une couche de matière organique.

Entre 27 et 40 m de profondeur, il y avait à peu près la même quantité d'hydrozoaires que dans la strate précédente. Des oursins (*Strongylocentrotus pallidus*) et quelques bernards-l'hermite (*Pagurus* sp.) ont également été observés. Les stations situées à plus de 40 m de profondeur ressemblaient beaucoup à celles de la strate 27-40 m. Plusieurs crevettes striées (*Pandalus montagui*), hydrozoaires et poissons ainsi que quelques bryozoaires, anémones et oursins (*Strongylocentrotus pallidus*) étaient visibles sur les photographies de cette strate.

Plusieurs autres espèces d'invertébrés ont également été identifiées sur les photographies. Parmi celles-ci, les ophiures, bryozoaires, éponges et hydrozoaires étaient visibles à toutes les strates de profondeur. La liste des principales espèces observées dans chacune des strates est présentée à l'annexe 10 (p. 245).

Analyses multivariées : sédiments récoltés

L'ANOSIM révèle que la granulométrie des échantillons récoltés dans les dix premiers centimètres du fond ne diffère pas significativement d'une strate de profondeur à l'autre ($R = 0,042$ $p < 0,228$). La figure 39 montre le cloisonnement des granulométries selon les strates de profondeur.

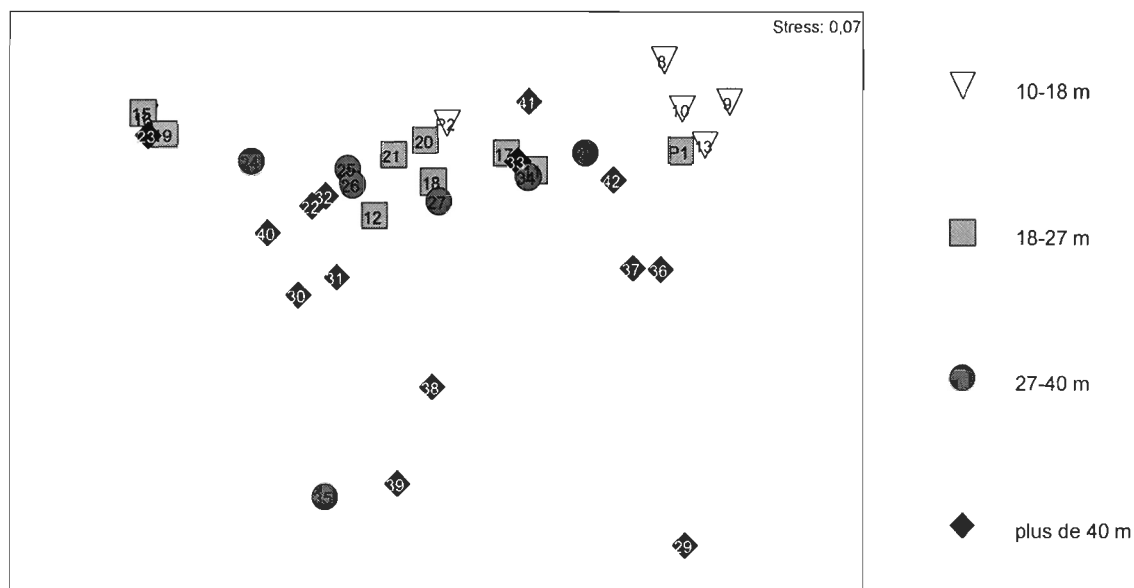


Figure 39. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis des compositions en sédiments récoltés à l'aide de la benne aux 36 stations du secteur de Saint-Godefroi échantillonnées à plus de 10 m de profondeur. Les nombres correspondent aux numéros des stations et les symboles représentent les différentes strates de profondeur échantillonnées.

Les pourcentages de similarité intrastrates révélés par l'analyse SIMPER sont comparables entre les strates, variant entre 58,6 % et 67,4 % (Tab. IVa). Quant aux pourcentages de dissimilarité interstrates, ils varient entre 31,1 % et 49,2 %, le plus faible étant entre les strates 18-27 m et 27-40 m et le plus élevé entre les strates 10-18 m et 40 m et plus (Tab. IVb). Les sables et les cailloux sont les classes qui contribuent le plus à ces similarités et dissimilarités.

Tableau IV. Similarité intrastrates (a) et dissimilarité interstrates (b) des compositions en sédiments récoltés pour les différentes strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.

a.

Strates de profondeur	Similarité (%)	Classe principale	Contribution (%)
10-18 m	58,6	Cailloux	60,7
18-27 m	67,4	Sables	60,3
27-40 m	66,4	Sables	61,5
40 et plus	58,9	Sables	49,3

b.

Strates de profondeur (m)	Dissimilarité (%)	Classe principale	Contribution (%)
10-18 vs 18-27	41,8	Sables	46,1
10-18 vs 27-40	45,0	Sables	39,6
10-18 vs 40 et plus	49,2	Cailloux	37,1
18-27 vs 27-40	31,1	Sables	38,9
18-27 vs 40 et plus	38,5	Sables	41,7
27-40 vs 40 et plus	36,2	Sables	38,1

Analyses multivariées : composantes de l'habitat épibenthique

Un cadrage multidimensionnel a été effectué en combinant l'ensemble des 25 composantes de l'habitat retenues lors des analyses d'images (Annexe 11, p. 246). L'ANOSIM a révélé que la composition de l'habitat épibenthique en termes d'espèces et de sédiments diffère significativement d'une strate de profondeur à l'autre ($R = 0,577$ et $p < 0,001$) (Fig. 40). Selon les tests de comparaison effectués pour chaque paire de strates de profondeur, les composantes de l'habitat des strates 27-40 m et 40 m et plus ne diffèrent pas significativement ($R = 0,014$ et $p = 0,374$). Les autres strates sont par contre toutes différentes significativement.

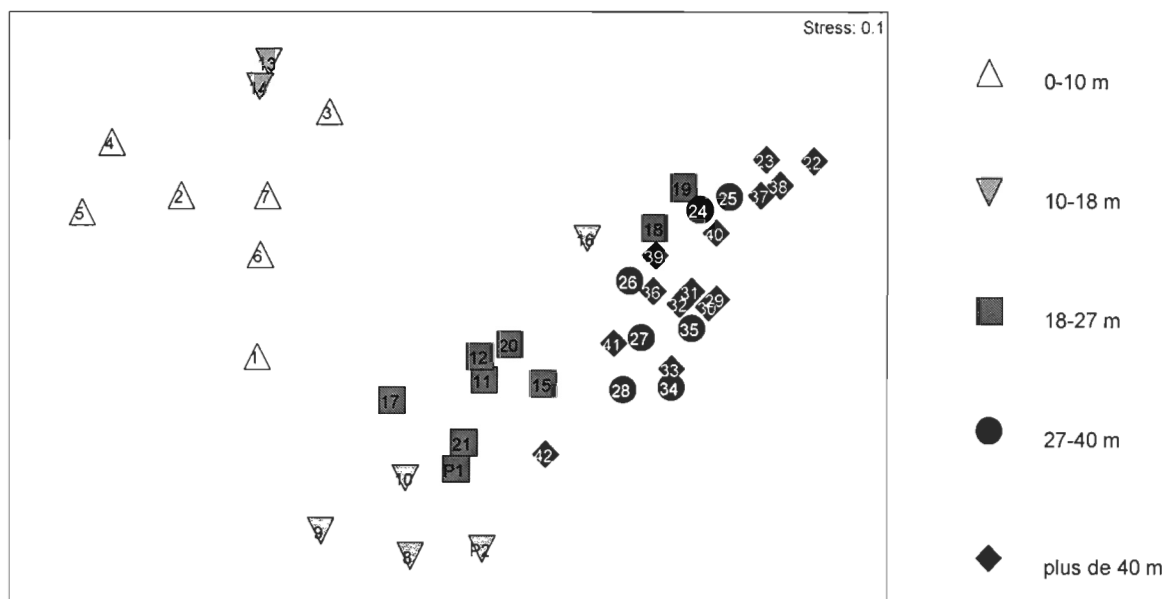


Figure 40. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis de l'habitat benthique en termes de communautés spécifiques et de sédiments superficiels provenant de 44 stations du secteur de Saint-Godfroi. Les symboles représentent les différentes strates de profondeur échantillonnées.

L'analyse SIMPER a montré que ce sont les strates 27-40 m et 40 m et plus qui sont les plus similaires au niveau des composantes de l'habitat (respectivement 71,5 % et 69,4 % de similarité; Tab. Va). Le sable est l'élément contribuant le plus à cette similarité. Dans les autres strates, ce sont plutôt les sédiments plus grossiers tels que les cailloux, les galets et les rochers de même que les algues encroûtantes qui contribuent le plus à la similarité des stations. L'analyse SIMPER a également permis d'évaluer les dissimilarités entre les strates. Le tableau Vb montre que les dissimilarités entre strates de profondeur varient entre 30,4 et 80,6 %, les plus fortes étant en général observées entre les compositions de l'habitat des strates de profondeurs inférieures à 18 m et celles de profondeurs supérieures à 27 m.

Tableau V. Similarité intrastrates (a) et dissimilarité interstrates (b) des composantes de l'habitat benthique, en termes de communautés spécifiques et de sédiments superficiels, pour les différentes strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.

a.

Strates de profondeur	Similarité (%)	Composantes principales et contributions	
0-10 m	56,9	Algues encoutantes spp., rochers et galets	57,1%
10-18 m	44,1	Cailloux	57,5%
18-27 m	62,0	Cailloux et sable	74,3%
27-40 m	71,5	Sable	56,9%
40 m et plus	69,4	Sable	69,8%

b.

Strates de profondeur (m)	Dissimilarité (%)	Composantes principales et contributions	
0-10 – 10-18	64,7	Cailloux, rochers et galets	51,1%
0-10 – 18-27	67,8	Rochers, sable et cailloux	51,9%
0-10 – 27-40	79,0	Sable, rochers et algues encroûtantes spp.	53,2%
0-10 – 40 et plus	80,6	Sable rochers et algues encroûtantes spp.	56,5%
10-18 – 18-27	51,5	Cailloux, sable et algues encroûtantes spp.	54,1%
10-18 – 27-40	64,3	Sable, cailloux, algues encroûtantes spp.	60,4%
10-18 – 40 et plus	68,7	Sable, cailloux, algues encroûtantes spp.	63,9%
18-27 – 27-40	45,1	Sable, cailloux, sable en second étage	57,5%
18-27 – 40 et plus	49,5	Sable et cailloux	50,8%
27-40 – 40 et plus	30,4	Sable, cailloux, sable en second étage	61,5%

Stations draguées vs non draguées

Sachant que la composition de l'habitat épibenthique, tant en espèces qu'en sédiments, diffère selon les strates de profondeur, la strate 10-18 m a été choisie afin de comparer les caractéristiques de l'habitat des stations draguées et non draguées. Cette strate était la seule qui présentait à la fois des stations draguées par les pétoncliers (5) et non

draguées (2). De plus, les profondeurs de ces sept stations étaient très semblables (15 à 18 m). Ainsi, toutes les photographies analysées dans cette strate, soit quatre par stations, ont été utilisées afin d'effectuer les analyses, plutôt que les moyennes compilées par stations.

Une matrice de similarité, basée sur l'indice de Bray-Curtis, a été calculée à partir des données non transformées d'abondance des composantes de l'habitat épibenthique (espèces et sédiments formant au moins 0,1 % du recouvrement total) de chacune des photographies de la strate 10-18 m. Une ANOSIM à un critère de classification (dragage) a révélé des différences significatives entre les stations draguées et non draguées ($R = 0,834$ $p < 0,0001$). D'après le cadrage multidimensionnel des composantes de l'habitat des stations situées entre 10 et 18 m de profondeur (Fig. 41), il est possible de classer les stations en trois ou quatre groupes : les deux stations non draguées 13 et 14 du côté est de l'aire d'étude; les stations 8, 9 et 10 assez similaires entre elles du côté ouest; la station P2, située entre les stations 10 et 17 (assez similaire aux stations précédentes) et la station 16, au sud de la station 9, dont les photographies présentent une plus grande dispersion. Il est à noter que les similarités intrastations pour chacune des stations draguées et non draguées n'ont pu être évaluées statistiquement. Le nombre de permutations possibles afin d'évaluer ces similarités était trop faible, tant pour l'ANOSIM à deux critères de classification emboîtés (station-dragage) que pour l'ANOSIM à un critère de classification (station).

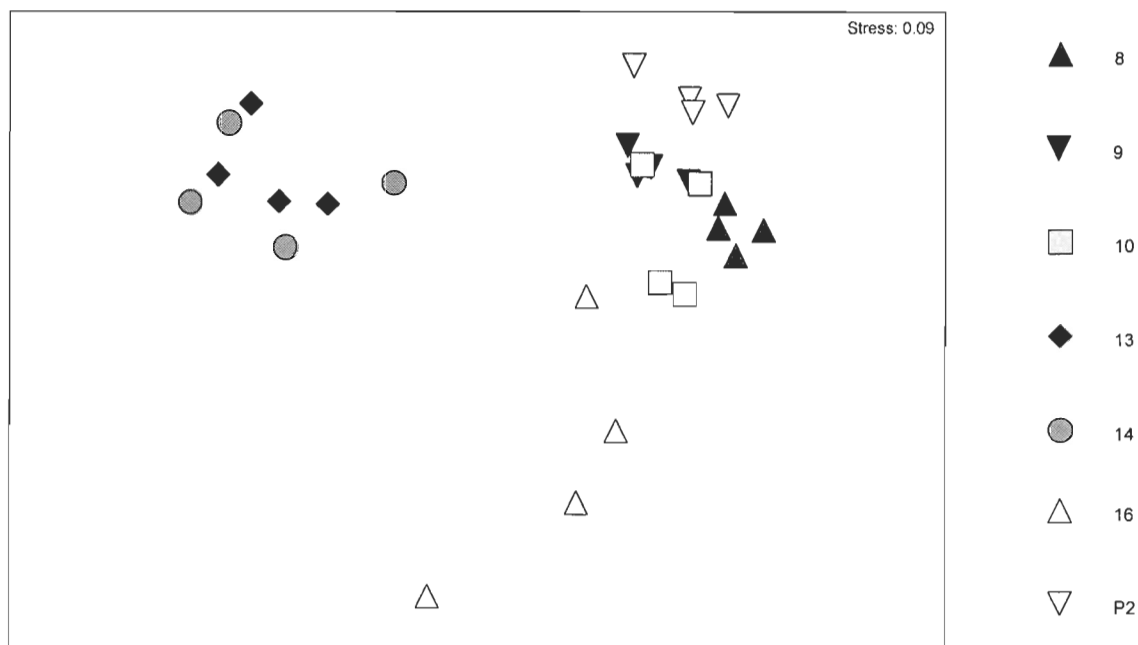


Figure 41. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis des communautés benthiques et des sédiments superficiels provenant de 28 photographies prises dans la strate de profondeur 10-18 mètres, dans le secteur de Saint-Godefroi. Les photographies prises aux différentes stations sont représentées par des symboles différents (n=4 photos par station). Les stations 13 et 14 correspondent aux stations non draguées.

Le tableau VIa présente les similarités intrastations de l'ensemble des composantes de l'habitat de la strate de profondeur 10-18 m. Les espèces et classes de sédiments contribuant le plus à ces similarités sont également présentées dans ce tableau. De façon générale, les photographies d'une même station sont assez semblables. L'analyse SIMPER révèle que la similarité des stations non draguées est plus grande. Les algues encroûtantes sont très présentes d'une station à l'autre. L'analyse montre que leur contribution à la similarité des stations draguées est plus importante que leur contribution à celle des stations non draguées. L'agar criblé, quasi absent des photographies des stations draguées (présent sur seulement une des quatre photographies de la station 16), contribuerait pour plus de

20 % à la similarité des stations non draguées. Le type de sédiments contribuant le plus à la similarité des stations draguées et non draguées est différent : dans le premier cas, il s'agit de cailloux et dans l'autre, il s'agit de galets. La dissimilarité entre les stations draguées et non draguées est importante, se situant autour de 75 % (Tab. VIb). Selon ces résultats, les deux groupes de stations (draguées et non draguées) diffèrent tant au niveau des sédiments qu'au niveau de leurs communautés.

Tableau VI. Similarité intrastations (a) et dissimilarité interstations (b) des communautés spécifiques, des sédiments superficiels et de l'ensemble des composantes de l'habitat benthique, pour les différentes stations de la strate de profondeur 10-18 m échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.

a.

Stations	Similarité (%)			Composantes dominantes et contributions				
	Communautés	Sédiments	Combiné	Espèces		Sédiments		Total
Draguées	45,7	60,2	58,3	Algues encroûtantes spp.	11,4%	Cailloux	66,1%	77,5%
Non draguées	72,3	67,5	70,1	Algues encroûtantes spp. (+ agar criblé)	37,3% 50,7%	Galets	26,0%	63,3% 76,7%
Draguées (sans la station 16)	51,9	71,6	69,4	Algues encroûtantes spp.	11,3%	Cailloux	72,2%	83,4%

b.

Station	Dissimilarité (%)			Composantes dominantes et contributions				
	Communautés	Sédiments	Combiné	Espèces		Sédiments		Total
Draguées - non draguées	75,3	76,2	75,5	Algues encroûtantes spp. et agar criblé	37,0%	Galets et cailloux	30,5%	67,6%
Draguées - non draguées (sans la station 16)	74,8	76,6	75,6	Algues encroûtantes spp. et agar criblé	29,9%	Galets et cailloux	39,8%	69,7%

L'analyse a été reprise en retirant la station 16 dont l'habitat semblait différent, hétérogène et très variable par rapport aux autres stations draguées. Dans ce cas, l'ANOSIM révèle toujours des différences significatives entre les stations draguées et non draguées ($R = 0,997$ $p < 0,0001$). Par contre, selon l'analyse SIMPER, la similarité intrastations des stations draguées et non draguées est relativement élevée. La dissimilarité entre les stations draguées et non draguées se situe également autour de 75 % (Tab. VIb). Les espèces et types de sédiments contribuant le plus à la similarité et à la dissimilarité des stations draguées et non draguées sont les mêmes que pour les analyses précédentes.

5.4.2 Relations avec l'abondance du homard

5.4.2.1 Composantes de l'habitat épibenthique

Les rendements moyens obtenus aux différentes stations lors des quatre périodes d'échantillonnage ont été représentés sous forme de bulles superposées au cadrage multidimensionnel de l'ensemble des composantes de l'habitat épibenthique pour l'ensemble des stations (Fig. 42). La comparaison de ces figures avec la figure 40 montre que la profondeur, et par conséquent la température en juillet, août et septembre, sont des paramètres importants affectant la répartition des homards dans le secteur, probablement plus que ne le font les différentes composantes de l'habitat.

Les rendements obtenus lors des différentes périodes d'échantillonnage aux stations de la strate 10-18 m ont été superposés au cadrage multidimensionnel de l'ensemble des photographies de cette strate (Fig. 43). Il est possible de constater qu'en juillet, les stations draguées ne sont pas fréquentées par le homard. À ce moment, 65 % des homards sont à

des profondeurs inférieures à 10 m (chapitre 2). En août, aucun homard n'a été capturé dans la strate 10-18 m, alors qu'en septembre, le homard était assez bien réparti dans la strate 10-18 m. En octobre, le homard semblait plus abondant du côté des stations non draguées que de celui des stations draguées.

En plus des rendements, d'autres variables ont été superposées, sous forme de bulles, au cadrage multidimensionnel de la strate 10-18 m, dont les températures au fond mesurées lors des différentes périodes d'échantillonnage, les pourcentages de recouvrement en algues encroûtantes, en algues autres qu'encroûtantes, en granules et cailloux de même qu'en galets et rochers. Ces figures ne sont toutefois pas présentées ici. Les résultats indiquent qu'à l'intérieur d'une même profondeur, d'autres caractéristiques de l'habitat, notamment la présence de blocs rocheux et d'algues d'une certaine taille, pourraient expliquer la distribution du homard.

5.4.2.2 Modèles de régression multiple

Profondeur – distance sur l'axe sud-ouest nord-est

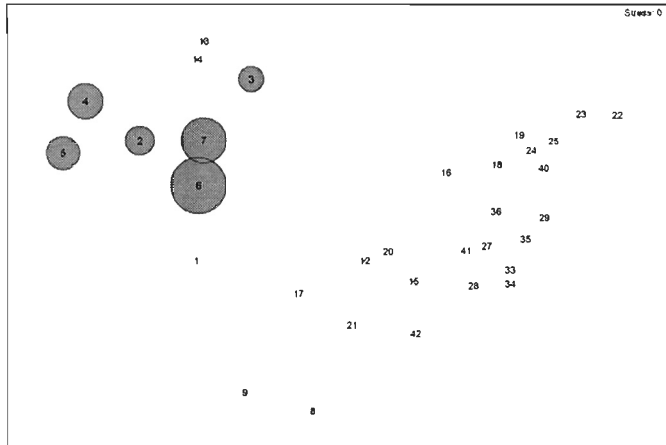
En juillet 2002, la distribution du homard semblait fortement corrélée à la profondeur et à la distance sur l'axe SO-NE. Le modèle de régression multiple explique 63,4 % de la variance totale des rendements obtenus en deçà de 40 m de profondeur (Tab. VII et Fig 44A). La profondeur explique la plus grande partie de cette variance ($R^2_{\text{ajusté}} : 57,7 \%$). Pour octobre 2002, aucune variable n'est entrée dans le modèle.

Pour 2003, les modèles de régression multiple expliquent entre 36,7 et 66,7 % de la variance totale des rendements obtenus en deçà de 40 m aux différentes périodes d'échantillonnage (Tab. VII). En juillet, août et septembre, la profondeur est la variable qui explique la plus grande partie de la variance ($R^2_{\text{ajusté}}$ respectivement : 41,2 %, 42,0 % et 66,7 %) (Fig. 44B, 44C et 44D). La distance sur l'axe SO-NE explique une partie de la variance en juillet et août mais pas en septembre. Enfin, en octobre, la distance sur l'axe SO-NE semble expliquer la plus grande partie de la variance (environ le quart de la variance totale). En octobre 2003, contrairement à octobre 2002, l'effet de la profondeur est significatif et explique 12,7 % de la variance (Fig. 44E).

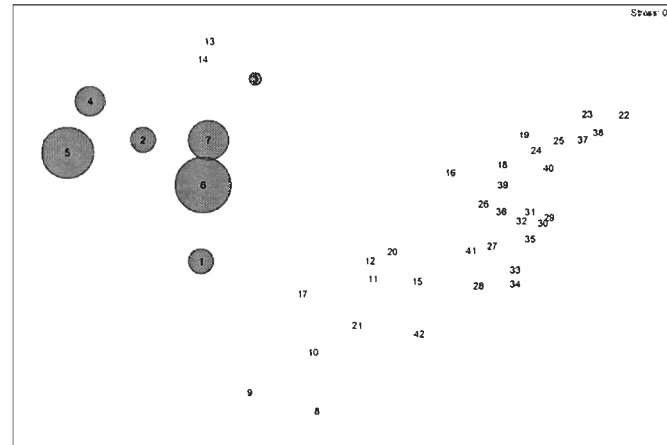
Autres caractéristiques environnementales

Pour 2003, lorsque d'autres variables environnementales sont incluses dans les modèles, les régressions multiples expliquent entre 36,5 et 84,6 % de la variance totale des rendements obtenus aux différentes périodes d'échantillonnage (Tab. VIII). En juillet et septembre, la profondeur semble toujours être une des variables expliquant le mieux la variance totale des rendements obtenus aux différentes stations. En août et octobre, par contre, cette variable a été retirée du modèle.

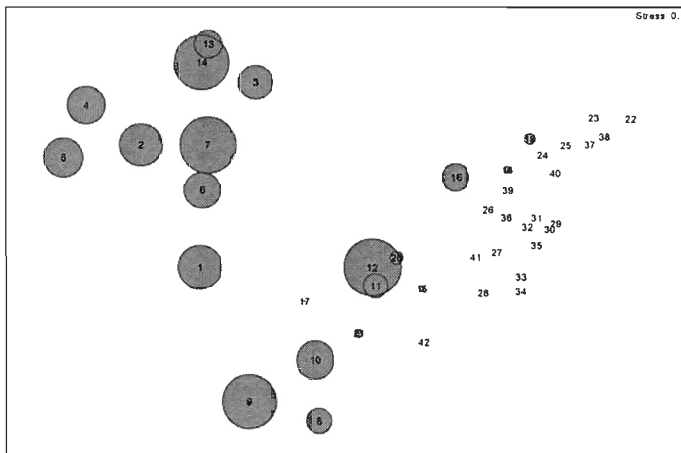
A.



B.



C.



D.

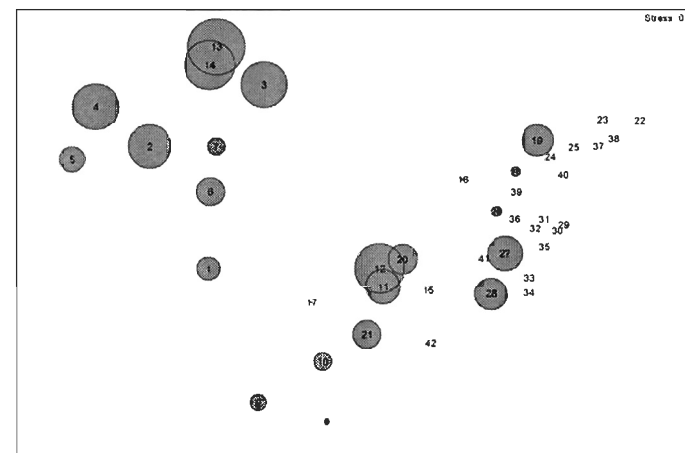
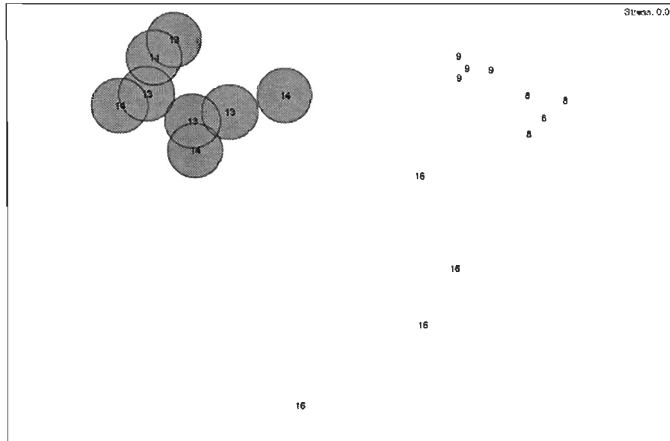
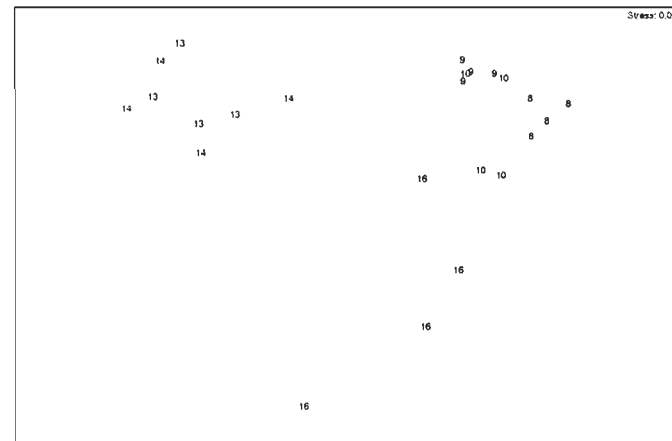


Figure 42. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis de l'habitat benthique en termes de communautés spécifiques et de sédiments superficiels provenant de 44 stations du secteur de Saint-Godefroi. La taille des cercles représente les rendements moyens relatifs à chaque station en juillet (A), août (B), septembre (C) et octobre (D). Les strates de profondeur sont les mêmes qu'à la figure 40.

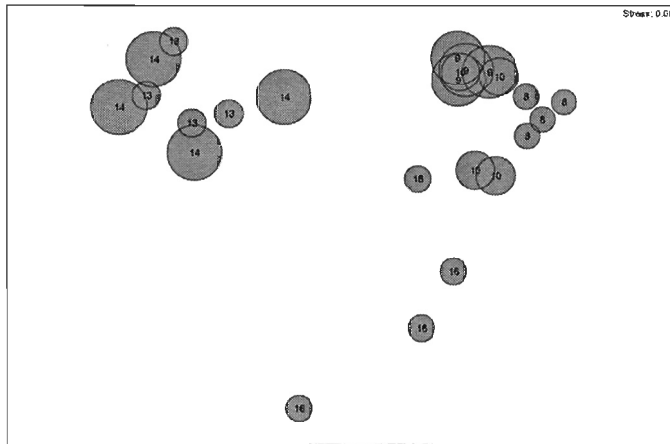
A.



B.



C.



D.

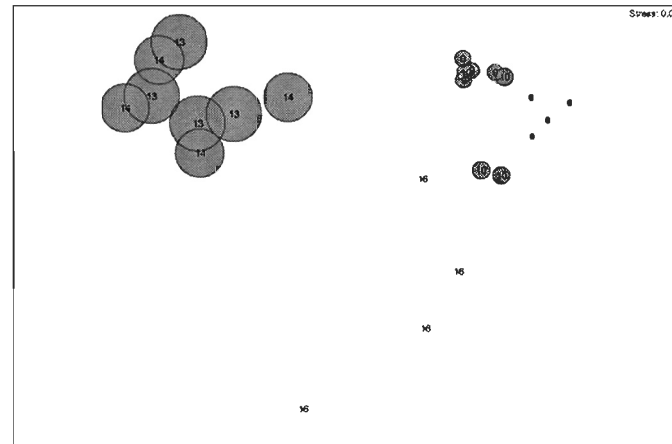


Figure 43. Cadrage multidimensionnel de la similarité de Bray-Curtis des communautés benthiques et des sédiments superficiels provenant de 28 photographies prises dans la strate de profondeur 10-18 m, dans le secteur de Saint-Godefroi. La taille des cercles représente les rendements moyens relatifs à chaque station en juillet (A), août (B), septembre (C) et octobre (D). Les stations sont les mêmes qu'à la figure 41.

Tableau VII. Modèle de régression (profondeur (m) et distance sur l'axe nord-est (m)) expliquant le mieux les rendements obtenus à chacune des stations pour chacune des périodes d'échantillonnage. n.s. : non significatif.

Variables	Paramètre estimé	SE	SS	Statistique F	p
Juillet 2002 (n=40)					
R²_{ajusté} = 0,6344					
Ordonnée à l'origine	1,625	0,789	4,377	4,24	0,047
Profondeur (m)	-0,119	0,014	71,469	69,31	< 0,0001
Distance nord-est (m)	2,472*10 ⁻⁴	9,354*10 ⁻⁵	7,203	6,99	0,012
Octobre 2002 (n=40)					
Aucune variable entrée dans le modèle					
Juillet 2003 (n=25)					
R²_{ajusté} = 0,5343					
Ordonnée à l'origine	2,134	0,606	15,709	12,41	0,002
Profondeur (m)	-0,117	0,022	36,182	28,57	< 0,0001
Distance nord-est (m)	2,072*10 ⁻⁴	7,806*10 ⁻⁵	8,917	7,04	0,015
Août 2003 (n=27)					
R²_{ajusté} = 0,5051					
Ordonnée à l'origine	2,718	0,744	28,136	13,34	0,001
Profondeur (m)	-0,142	0,027	59,285	28,10	< 0,0001
Distance nord-est (m)	2,282*10 ⁻⁴	9,900*10 ⁻⁵	11,206	5,31	0,030
Septembre 2003 (n=26)					
R²_{ajusté} = 0,6669					
Ordonnée à l'origine	5,729	0,528	166,728	117,82	< 0,0001
Profondeur (m)	-0,156	0,022	72,247	51,05	< 0,0001
Octobre 2003 (n=27)					
R²_{ajusté} = 0,3665					
Ordonnée à l'origine	2,005	0,651	14,039	9,47	0,005
Profondeur (m)	-0,077	0,023	16,589	11,19	0,003
Distance nord-est (m)	2,728*10 ⁻⁴	8,432*10 ⁻⁵	15,514	10,47	0,004

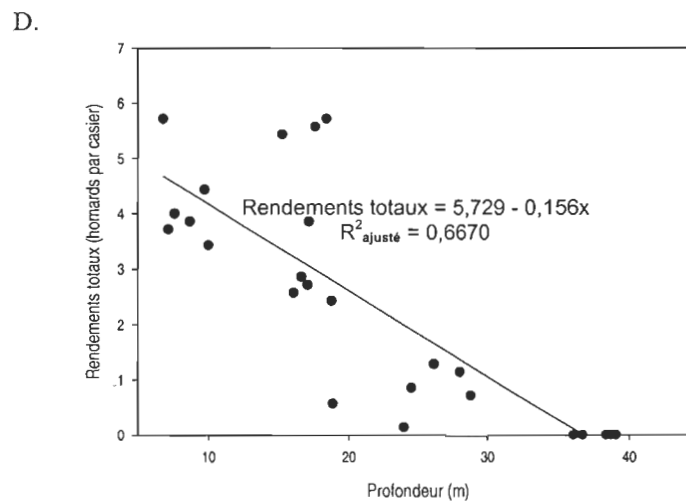
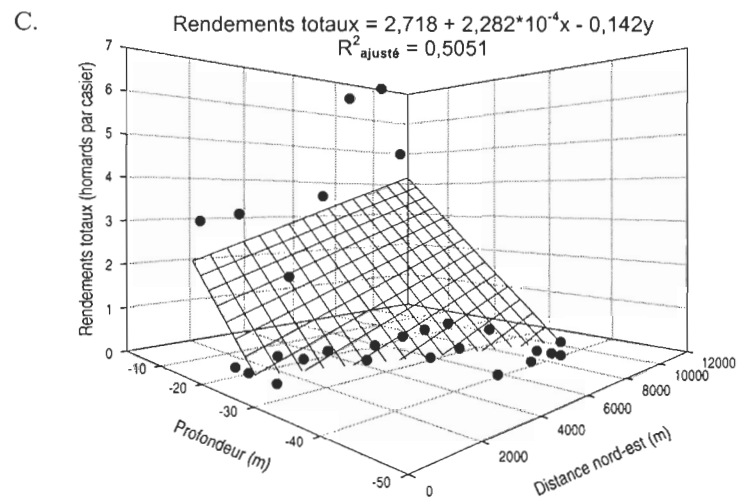
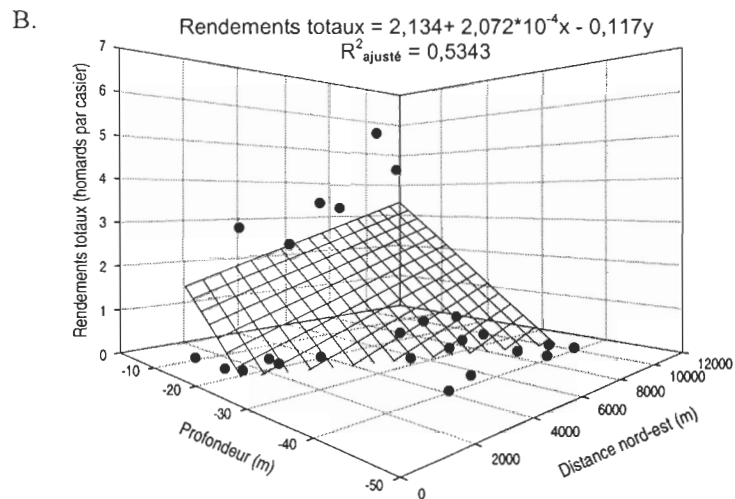
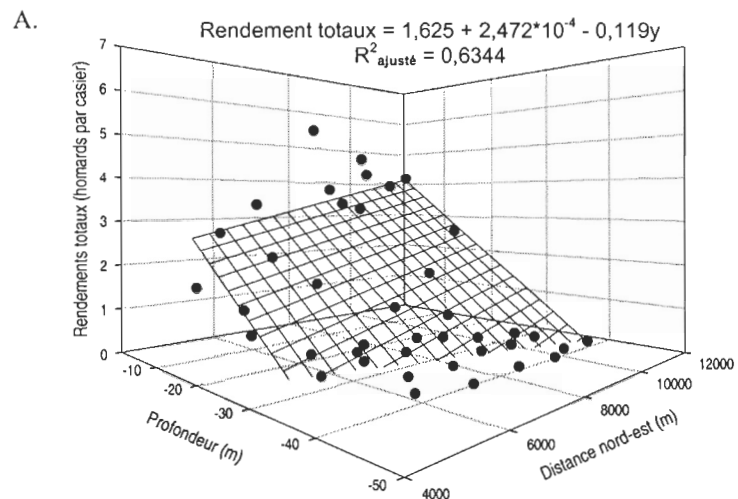


Figure 44. Relation entre les rendements totaux, la profondeur et la distance sur l'axe sud-ouest - nord-est pour les stations échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. Juillet 2002. B. Juillet 2003. C. Août 2003. D. Septembre 2003.

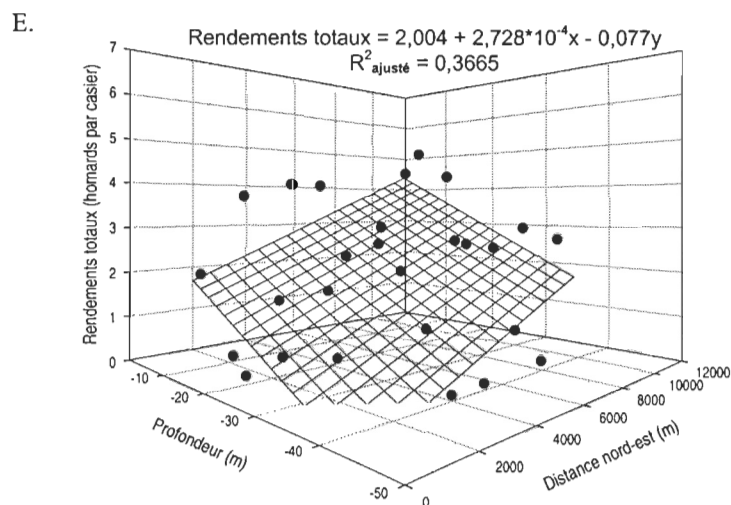


Figure 44. Suite. E. Octobre 2003.

En plus de la profondeur, les autres variables retenues dans le modèle pour juillet sont la distance sur l'axe SO-NE, les pourcentages de recouvrement de granules et cailloux combinés, d'agar et de rhodophytes. Le modèle d'août comprend les pourcentages de recouvrement de granules et cailloux combinés, de rhodophytes, d'hydrozoaires et de sable. Pour septembre, la profondeur ainsi que les pourcentages de recouvrement d'algues encroûtantes et d'hydrozoaires contribuent significativement au modèle. Enfin, le modèle retenu pour octobre inclut seulement les algues encroûtantes mais explique tout de même 36,5 % de la variance totale.

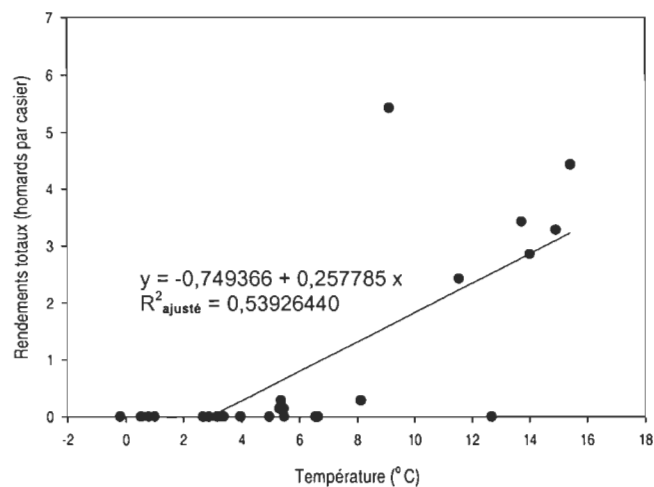
Température

Les régressions entre les rendements et les températures de fond aux différentes périodes d'échantillonnage de 2003 sont significatives pour juillet ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,5393$ $p < 0,0001$), août ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,8749$ $p < 0,0001$) et septembre ($R^2_{\text{ajusté}} = 0,6768$ $p < 0,0001$) mais non pour octobre (Fig. 45).

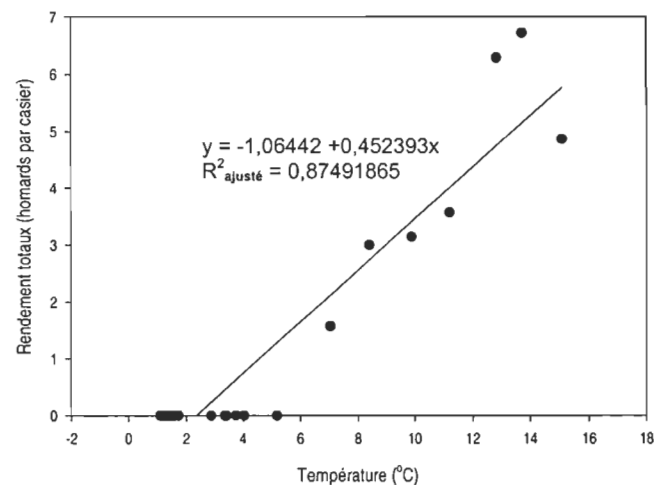
Tableau VIII. Modèle de régression multiple expliquant le mieux les rendements obtenus à chacune des stations pour chacune des périodes d'échantillonnage en 2003.

Variables	Paramètre estimé	SE	SS	Statistique F	<i>p</i>
Juillet 2003 (n=25)					
R²_{ajusté} = 0,7988					
Ordonnée à l'origine	2,436	0,524	11,833	21,63	0,0002
Profondeur (m)	-0,092	0,018	14,429	26,37	< 0,0001
Distance nord-est (m)	1,827*10 ⁻⁴	5,845*10 ⁻⁵	5,348	9,77	0,006
Granules et cailloux (% de recouvrement)	-0,017	0,007	3,310	6,05	0,024
Agar (% de recouvrement)	0,064	0,025	3,693	6,75	0,018
Rhodophytes (% de recouvrement)	-0,298	0,067	10,812	19,76	0,000
Août 2003 (n=27)					
R²_{ajusté} = 0,8458					
Ordonnée à l'origine	4,065	0,563	34,300	52,17	< 0,0001
Distance nord-est (m)	2,619*10 ⁻⁴	6,836*10 ⁻⁵	9,647	14,67	0,001
Granules et cailloux (% de recouvrement)	-0,050	0,007	32,294	49,12	< 0,0001
Rhodophytes (% de recouvrement)	-0,304	0,049	24,912	37,89	< 0,0001
Hydrozoaires (% de recouvrement)	-0,089	0,038	3,600	5,48	0,029
Sable (% de recouvrement)	-0,049	0,007	35,810	54,47	< 0,0001
Septembre 2003 (n=26)					
R²_{ajusté} = 0,7466					
Ordonnée à l'origine	3,806	0,774	26,024	24,17	< 0,0001
Profondeur (m)	-0,073	0,036	4,585	4,26	0,051
Algues encroutantes (% de recouvrement)	-0,104	0,056	3,784	3,52	0,074
Hydrozoaires (% de recouvrement)	0,045	0,015	9,990	9,28	0,006
Octobre 2003 (n=27)					
R²_{ajusté} = 0,3647					
Ordonnée à l'origine	1,178	0,321	19,986	13,45	0,001
Algues encroutantes (% de recouvrement)	0,051	0,013	23,668	15,93	0,0005

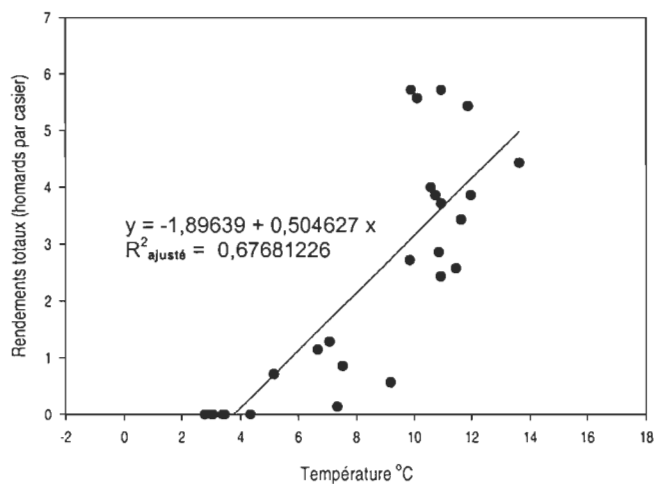
A.



B.



C.



D.

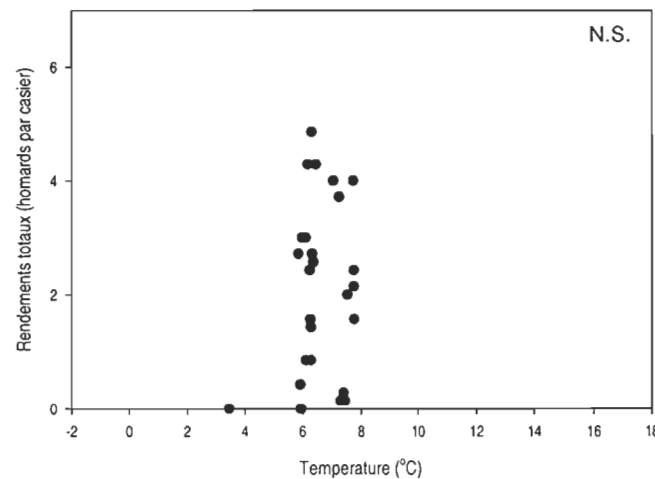


Figure 45. Relation entre les rendements totaux et la température pour les stations échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi. A. Juillet 2003. B. Août 2003. C. Septembre 2003. D. Octobre 2003.

5.5 Discussion

5.5.1 Caractéristiques physiques et biologiques du site d'étude

Le site d'étude est caractérisé par des sédiments hétérogènes, dominés par les sables et les cailloux. Les photographies ont clairement montré que la composition des sédiments varie avec la profondeur. Près de la côte et jusqu'à 18 m de profondeur, les fonds sont caractérisés par la présence de blocs rocheux et de sédiments plus grossiers. Plusieurs espèces macrobenthiques, dont le crabe commun, y sont présentes ce qui suggère que la nourriture est disponible et potentiellement abondante. Les macroalgues brunes et rouges procurent un couvert relativement limité, jusqu'à des profondeurs d'au moins 27 m et les algues encroûtantes sont très abondantes. L'hétérogénéité des sédiments, particulièrement entre 0 et 18 m de profondeur, de même que la présence de galets, de rochers et de macroalgues, procurent une certaine complexité physique qui pourrait être favorable au homard. Ainsi, la distribution et l'abondance du homard pourraient être en partie liées aux caractéristiques structurantes de l'habitat.

Les résultats des analyses d'image démontrent que les sédiments superficiels visibles sur les photographies sont relativement semblables à ceux recueillis avec la benne dans les dix premiers centimètres (Fig. 36). Les différences observées peuvent être en partie expliquées par l'utilisation de deux méthodes d'échantillonnage complémentaires (ne ciblant pas les mêmes classes de sédiments) et par le fait que les photographies et les échantillons n'ont pas été pris exactement au même endroit. De façon générale, avec la benne les galets et rochers étaient sous-échantillonnés aux dépens des sédiments fins

(sables et argiles) alors que les sédiments fins étaient difficiles à départager sur les photographies. De plus, une couche formée d'un mélange de matière organique et de sédiments, présente en moyenne sous 5 à 65 % des points selon les strates de profondeur, empêchait de bien voir ce qu'il y avait en dessous.

Les analyses d'image ont permis de constater l'existence d'un étagement typique d'espèces marines dans le secteur de Saint-Godefroi. La faune épibenthique du secteur étudié semble plus abondante et diversifiée sur les fonds rocheux et mixtes de l'infralittoral (jusqu'à 40 m) que sur les fonds sablonneux ou plus vaseux de l'étage circalittoral. Cependant, l'analyse des communautés épibenthiques effectuée ici est incomplète puisqu'elle comprend uniquement les espèces visibles sur les photographies.

La répartition et la composition spécifique des communautés benthiques sont régies essentiellement par l'étagement bathymétrique du littoral et par la nature du substrat (Barnes et Hughes, 1999). Par contre, l'action de phénomènes compensateurs locaux peut parfois engendrer une disjonction entre les aspects bathymétrique et granulométrique (Ledoyer, 1975a), comme cela semble être le cas dans la partie amont de la baie des Chaleurs, plus atypique. Lorsque l'on considère un peuplement, dans un secteur donné, on doit tenir compte de l'environnement, c.-à.-d. des marges de contact ou écotones. Le secteur de Saint-Godefroi n'est pas très éloigné (10 km) de la zone charnière identifiée entre la partie occidentale atypique de la baie des Chaleurs et sa partie orientale typique et il est probable que cela ait un effet sur les populations et communautés locales.

Des variations appréciables de la taille moyenne des homards ont déjà été documentées le long de la rive nord de la baie des Chaleurs (chapitre 1). Il est donc probable que les populations locales de homard diffèrent dans certaines de leurs caractéristiques biologiques. Le secteur en amont de la baie serait caractérisé par une abondance de gros individus alors que, selon les résultats des campagnes de pêche expérimentale (chapitre 2), le secteur de Saint-Godefroi en serait pratiquement dépourvu. La zone comprise entre Paspébiac et Shigawake pourrait en quelque sorte constituer une transition entre des zones de forte et de faible productivité ou encore entre homards de différentes tailles.

5.5.2 Relation avec l'abondance du homard

Les modèles de régression présentés expliquent entre 40 et 85 % de la variance observée dans les rendements de homards obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale (chapitre 2). De façon générale, pour toutes les périodes d'échantillonnage sauf celles d'octobre 2002 et 2003, l'effet de deux variables, soit la profondeur et la distance sur un axe parallèle à la côte, explique plus de la moitié de la variance. L'ajout de caractéristiques physiques et biologiques augmente généralement la proportion de la variance expliquée.

C'est au début de juillet et d'août que l'abondance et la distribution du homard semblent les plus influencées par les caractéristiques de l'habitat épibenthique. Certaines combinaisons de caractéristiques de l'habitat supplantent même l'effet des variables profondeur et distance SO-NE. Pour août 2003, la profondeur ne figure même pas à titre de

caractéristique de l'habitat dans le modèle expliquant près de 85 % de la variance observée. Cette variance est plutôt attribuée aux pourcentages de sable, granules et cailloux, d'hydrozoaires et de rhodophytes. De même, pour octobre 2003, la profondeur ne figure pas au modèle, la variance étant expliquée par le pourcentage d'algues encroûtantes.

Les algues encroûtantes figurent souvent à titre de composante principale de l'habitat et même comme variable explicative dans les modèles. Or celles-ci ne présentent pas de caractéristiques architecturales contribuant à la complexité. Étonnamment, le pourcentage de recouvrement d'algues encroûtantes ne semble pas corrélé aux proportions de galets et rochers ou de galets et cailloux ($p \geq 0,05$). Par contre, il est significativement corrélé à la profondeur ($r_s = -0,76217$; $p < 0,0001$) de même qu'aux pourcentages de recouvrement d'agar ($r_s = 0,50557$ et $p = 0,006$), de rhodophytes ($r_s = 0,41873$ et $p = 0,027$), de modioles ($r_s = 0,42131$ et $p = 0,026$) et de sable ($r_s = -0,70273$ et $p < 0,0001$), ce qui suggère tout de même que les algues encroûtantes sont associées à la présence de graviers d'une certaine taille.

Les températures au fond expliquent une grande partie de la variance totale observée dans les rendements de juillet, août et septembre 2003 (entre 53,9 et 87,5 %), soit plus que ne le font la profondeur et la distance sur l'axe SO-NE combinées. Pour août, la proportion de la variance expliquée par la température est à elle seule plus importante que celle expliquée par l'ensemble des caractéristiques de l'environnement intégrées dans le modèle. La distribution du homard semble donc déterminée en grande partie par les températures au fond. D'un point de vue biologique, ceci est tout à fait logique puisque la température est

considérée comme le facteur environnemental ayant le plus d'influence sur le recrutement, la survie, la croissance et la reproduction du homard (chapitre 1) (Aiken et Waddy, 1986; Ennis, 1986).

Par contre, pour octobre 2003, l'effet de la température sur les rendements n'est pas significatif, les températures étant plus homogènes dans l'ensemble de la zone d'étude. Ainsi, la proportion de la variance expliquée par la profondeur et/ou la température est beaucoup moins importante que lors des autres périodes d'échantillonnage. Les autres caractéristiques de l'environnement (distance sur l'axe SO-NE et algues encroûtantes) expliquent environ le quart de la variance observée, le reste demeurant inexpliqué à partir des caractéristiques environnementales évaluées. En octobre, le homard fréquente sensiblement les mêmes profondeurs qu'en septembre, quoiqu'il semble légèrement plus dispersé. Aux stations fréquentées par le homard, les températures d'octobre étaient plus homogènes, variant entre 5,9 et 7,8 °C alors que celles de septembre variaient entre 5,1 et 13,6 °C. Puisqu'il existe des variations dans l'abondance des individus à l'intérieur d'une même strate de profondeur, l'effet de la température sur la distribution des homards entre 0 et 40 m de profondeur en octobre est probablement négligeable.

5.5.3 Validité des modèles

Certaines variables explicatives utilisées dans les modèles de régression sont corrélées entre elles et donc potentiellement affectées par la colinéarité (ou multicollinéarité). Ainsi, les proportions d'algues et de certaines classes de sédiments varient significativement avec la profondeur. C'est le cas notamment des pourcentages de

recouvrement d'hydrozoaires, de modioles et d'algues encroûtantes qui sont significativement corrélés à la profondeur ($r_s > 0,5$ et $p < 0,01$). De même, la présence de certaines algues ou espèces benthiques semble liée à la taille des sédiments.

Certaines variables des modèles analysés semblent avoir un effet négatif sur les rendements alors que d'autres semblent avoir un effet positif. C'est le cas, entre autres, de l'agar qui semblait avoir un faible effet positif sur les rendements de juillet alors que les pourcentages de recouvrement de granules et cailloux de même que de rhodophytes ont des coefficients négatifs pour juillet et septembre. D'un point de vue biologique, ceci peut s'expliquer par le fait que le homard préfère habituellement les habitats rocheux, d'une certaine complexité architecturale qui peut être assurée par la présence d'algues et graviers d'une certaine taille. D'autres variables, dont les pourcentages d'hydrozoaires et d'algues encroûtantes ont, quant à elles, des effets variables selon les périodes d'échantillonnage, ce qui pourrait refléter la colinéarité qui les affecte. Il est donc difficile de relier ces variables à l'abondance du homard.

Puisqu'il est très fréquent que les variables d'origine biologique soient plus ou moins corrélées les unes avec les autres, il semble qu'il soit plutôt difficile d'éviter la colinéarité (Quinn et Keough, 2002). Dans cette étude, les diagnostics de colinéarité effectués laissent entrevoir que la colinéarité n'affectait que très peu les modèles de régression. De plus, l'ajout ou le retrait d'une variable dans les modèles modifiait relativement peu les coefficients de régression et les erreurs types associées à ces coefficients étaient en général moyennement faibles.

D'après l'ensemble des résultats, il semble que les deux variables environnementales affectant le plus la distribution et l'abondance du homard dans le secteur de Saint-Godefroi entre 0 et 40 m de profondeur soient la profondeur et la température au fond. Le taux d'activité des homards est dépendant de la température et certains auteurs (Fogarty, 1988; McLeese et Wilder, 1958; Paloheimo, 1963) ont affirmé que des taux d'activité plus grands engendraient des taux de capture plus élevés. Plus les homards sont actifs, plus ils sont susceptibles de rencontrer un casier et plus ils sont susceptibles d'y entrer. Plusieurs études ont analysé l'effet de la température sur les captures commerciales de homard. À courte échelle temporelle, il semble qu'il y ait une relation positive entre les températures et les taux de capture (Campbell *et al.*, 1991; Dow, 1977; Drinkwater *et al.*, 2006; Flowers et Saila, 1972; Fogarty, 1988; Koeller, 1999). Les autres caractéristiques environnementales semblent avoir des effets qui varient selon le modèle choisi, les variables explicatives retenues et les critères d'entrée de ces variables dans le modèle.

5.5.4 Conditions hydrodynamiques et climatiques

La description des conditions hydrodynamiques qui prévalent dans l'ensemble de la baie est présentée en introduction du présent chapitre. Malheureusement, des données spécifiques pour le secteur d'étude de Saint-Godefroi n'étaient pas disponibles dans la littérature. Les courants et les vents peuvent être influencés par la topographie et la géographie de la côte et ainsi posséder des caractéristiques locales qui n'ont pas été identifiées dans le cadre de cette étude. Il est à rappeler que les conditions

hydrodynamiques et climatiques locales peuvent influencer la distribution et les déplacements saisonniers des homards (chapitre 1).

D'après les profils CTD de juillet, août et septembre 2003, les températures estivales de surface dans le secteur de Saint-Godefroi variaient entre 12 et 16 °C. Celles-ci seraient suffisamment élevées pour assurer le recrutement des larves jusqu'à l'établissement benthique. Quant aux apports d'eau douce, ils pourraient avoir une influence sur le recrutement à l'échelle de la baie mais ne peuvent cependant pas expliquer les déclin locaux. Par contre, à l'échelle locale, les vents, les courants et les phénomènes de résurgence et de plongée des eaux, qui entraînent une grande variabilité au niveau des températures de surface, pourraient avoir des effets négatifs importants sur la survie des larves et des postlarves jusqu'à leur établissement benthique dans le secteur de Saint-Godefroi. À l'opposé, les résurgences estivales le long des côtes pourraient contribuer à augmenter la productivité primaire et, par conséquent, la productivité benthique (Rowe, 1971), assurant ainsi une certaine stabilité (Harding *et al.*, 1982) des populations locales de homard.

5.5.5 Stations draguées vs non draguées

Sachant que les communautés spécifiques, les compositions en sédiments, de même que l'ensemble des composantes de l'habitat épibenthique, diffèrent d'une station à l'autre, il s'avère difficile de comparer les stations draguées des stations non draguées. Les données ne fournissent qu'un aperçu des communautés présentes dans le secteur de Saint-Godefroi

en août 2003. L'échantillonnage photographique effectué ne permet donc pas de conclure à un effet du dragage sur les communautés benthiques du secteur de Saint-Godefroi.

Le dragage est une perturbation qui peut contribuer à augmenter la variabilité dans les secteurs pêchés (chapitre 4). Entre 10 et 18 m de profondeur, les stations non draguées semblaient plus homogènes au niveau des caractéristiques de l'habitat que les stations draguées. Par contre, en retirant de l'analyse une station draguée dont la variabilité semblait particulièrement importante, le pourcentage de similarité des stations draguées était semblable à celui des stations non draguées. La variabilité pourrait donc être simplement liée à la position géographique et à la profondeur des stations.

Il semble que sur les fonds de sable et de gravier, tels les fonds de pêche au pétoncle du secteur de Saint-Godefroi, les effets des perturbations puissent s'estomper après quelques mois seulement (chapitre 4). Les positions des boîtes noires de 2002 et les positions de pêche de 2003 donnent un aperçu de l'intensité de pêche dans ce secteur en 2002-2003. Toutefois, puisque la persistance des effets dans le secteur est inconnue, il est difficile de conclure aux impacts, deux à quatorze mois plus tard. Pour être en mesure de détecter les effets à court terme, l'échantillonnage devrait avoir lieu au même site, peu de temps après la pêche.

En 2002, un dragage expérimental effectué spécifiquement dans le but d'étudier les effets sur l'habitat du homard de Saint-Godefroi, a tenté d'identifier et de quantifier les différences au niveau des caractéristiques de l'habitat des secteurs dragués et non dragués (Archambault et Gendron, 2005). La grande variabilité et l'hétérogénéité des assemblages

benthiques et de la composition en sédiments des sites échantillonnés n'avaient malheureusement pas permis de mettre en évidence des perturbations de l'habitat du homard. Dans ce cas, un effort d'échantillonnage plus grand aurait peut-être permis d'identifier des modifications de l'environnement physique susceptibles d'avoir un effet sur les rendements de homard et ainsi d'évaluer les impacts indirects liés au chevauchement spatial des deux pêcheries.

Il n'est pas étonnant que les algues encroûtantes et les cailloux soient caractéristiques des stations draguées du secteur de Saint-Godefroi. Selon Stokesbury et Himmelman (1995), la distribution spatiale des gisements de pétoncle dans la baie de Port Daniel, adjacente au site d'étude, serait déterminée par des facteurs tels qu'un substrat de graviers (granules et cailloux), une faible prédation par les décapodes et la présence d'une flore et d'une faune filamenteuses, plutôt que par les conditions hydrographiques (courants, températures et salinités). À l'inverse, l'agar criblé et les galets contribuent le plus à la similarité des stations non draguées, avec les algues encroûtantes. L'agar criblé est caractéristique des substrats rocheux de l'infralittoral (galets et rochers), substrats où il n'y a pas de gisement de pétoncle.

La température pourrait donc ne pas être le seul facteur pouvant expliquer les rendements obtenus aux différentes stations de la strate 10-18 m. Les caractéristiques de l'habitat des stations non draguées, notamment la présence d'agar criblé et de galets, pourraient expliquer les différences de rendement. Le homard préfère les habitats d'une certaine complexité architecturale, complexité que lui confèrent les substrats plus grossiers,

recouverts d'algues. Par conséquent, il est possible de supposer que le homard fréquente préférentiellement, et donc plus souvent, les stations non draguées plutôt que celles draguées.

Les caractéristiques biophysiques des habitats fréquentés de façon préférentielle par le homard et celles des sites propices à l'établissement des gisements de pétoncle sont donc différentes. L'absence ou la faible abondance de homard à certains sites pourrait donc simplement s'expliquer par le fait que les caractéristiques de l'habitat y sont moins propices et non pas être attribuée à un effet indirect du dragage sur l'habitat. De même, l'absence d'agar criblé pourrait être naturellement attribuable à l'absence de graviers d'une taille assez grande pour en permettre la fixation au substrat ou être une conséquence indirecte du dragage. Devant l'ensemble des caractéristiques environnementales influençant l'abondance et la distribution du homard, il s'avère difficile de statuer sur le rôle du dragage dans les déclin des rendements de homard du secteur de Saint-Godefroi.

Bien que l'habitat du secteur de Saint-Godefroi semble favorable, cette analyse ne permet pas d'écarter l'hypothèse à l'effet que le déclin de la population de homard pourrait être attribuable à des changements environnementaux liés à l'habitat. Des changements dans les conditions environnementales locales (physico-chimiques, hydrodynamiques et climatiques) ont pu mener à une dégradation (naturelle ou anthropique) de l'habitat et/ou à une modification de la capacité de support du milieu. La diminution observée dans l'abondance locale du homard pourrait être attribuable à un déplacement des individus vers des secteurs adjacents, plus favorables, où l'habitat serait de meilleure qualité. La

comparaison avec d'autres secteurs plus productifs pourrait peut-être apporter des indices quant à la qualité de l'habitat du secteur de Saint-Godefroi. De plus, la caractérisation des conditions climatiques et hydrodynamiques locales (vents, courants, résurgences, etc.) permettrait d'identifier des effets potentiels sur la population de homard de ce secteur.

CHAPITRE 6

Conclusion générale

De façon générale, les chercheurs et pêcheurs reconnaissent, qu'au fil du temps, il y a eu des fluctuations dans la biomasse du homard, à plus ou moins grande échelle, et ce, dans la majeure partie de son aire de distribution. Cependant, les causes de ces fluctuations sont mal comprises. Bon nombre d'hypothèses ont été formulées, notamment celles reposant sur la température des eaux, l'abondance des algues, des oursins et des harengs, l'état des fonds, la baisse de prédation par les poissons de fond, l'accroissement de l'effort de pêche, l'étalement des zones de pêche, l'amélioration de la gestion et d'autres facteurs environnementaux. Pour un secteur donné, il est peu vraisemblable que ces fluctuations d'abondance puissent s'expliquer par un seul facteur. De même, il est peu probable que les mêmes facteurs puissent expliquer les variations observées dans différents secteurs et à différents endroits, étant donné la variété d'habitats et la multitude d'interactions entre le homard et son environnement.

Les diminutions de rendement observées dans le secteur de Saint-Godefroi (sous-zone 20B6) sont donc potentiellement attribuables à plusieurs facteurs, d'origine naturelle et anthropique. Cette étude a tenté d'en analyser quelques-uns afin de mieux comprendre leur rôle potentiel dans les déclinés observés.

6.1 Revue des facteurs présentés

Les résultats des campagnes de pêche expérimentale (chapitre 2) ont démontré que la distribution bathymétrique du homard varie au cours de la saison et donc que le homard effectue des déplacements saisonniers. Les structures de taille tronquées et l'absence de femelles oeuvées de grande taille indiquent, de plus, que les taux d'exploitation sont élevés. La distribution et les déplacements saisonniers pourraient être en partie liés aux caractéristiques de l'environnement, notamment à la présence d'abris et d'un substrat d'une certaine complexité. Étant donné le faible nombre de femelles oeuvées et leur taille relativement petite, le déclin de la population de homard observé à Saint-Godefroi pourrait être en partie attribuable à une diminution de la production d'œufs.

En effectuant ces déplacements saisonniers, le homard pourrait accroître sa vulnérabilité aux engins de pêche mobile dont les dragues à pétoncle, et ce, principalement à l'automne. Toutefois, le chevauchement spatio-temporel des pêcheries de pétoncle et de homard semble plutôt limité dans le secteur de Saint-Godefroi (chapitre 4). La pêche au pétoncle aurait donc peu d'impact direct sur la population de homard adulte. Bien qu'il semble peu important, le chevauchement spatial des deux pêcheries pourrait néanmoins avoir des conséquences sur l'habitat du homard comme c'est potentiellement le cas dans d'autres secteurs. Les effets sur les juvéniles et les impacts indirects du chevauchement spatial des deux pêcheries n'ont cependant pas été évalués dans le cadre de cette étude mais mériteraient être considérés. De plus, les analyses effectuées dans le but de comparer l'habitat des stations où ont eu lieu des activités de dragage de celui des stations non

draguées (chapitre 5) n'ont pas permis de conclure à un effet du dragage sur les communautés benthiques. La variabilité des caractéristiques de l'habitat du secteur de Saint-Godefroi serait plutôt influencée par la position géographique et la profondeur des stations draguées et non draguées.

En plus d'effectuer des déplacements saisonniers de la côte vers le large, les homards de la baie des Chaleurs effectuent des déplacements le long de la côte vers des secteurs adjacents (chapitre 3). Les résultats du projet de marquage-recapture ont révélé que les homards du secteur de Saint-Godefroi parcourent de plus longues distances que ceux de la plupart des autres localités de la baie des Chaleurs où des homards ont été marqués. Les facteurs à l'origine de cette différence ne sont pas connus, mais pourraient être en partie liés aux caractéristiques de l'habitat et aux conditions hydrodynamiques locales. Ces dernières n'ont cependant pas été analysées en détail dans le cadre de cette étude.

Dans le secteur de Saint-Godefroi, la distribution et l'abondance du homard sont en partie liées aux caractéristiques biophysiques de l'habitat (chapitre 5). L'hétérogénéité du substrat ainsi que la présence de rochers et de macroalgues assurent une certaine complexité physique favorable au homard. Les caractéristiques de l'habitat varient en fonction de la profondeur et de la position géographique des stations à l'intérieur du site d'étude. De même les caractéristiques physicochimiques (température et salinité) varient en fonction de la profondeur et des événements climatiques. La température est le facteur qui influence le plus la distribution du homard. En juillet, août et septembre, son effet surpasse même celui de la profondeur et de la position géographique des stations alors qu'en

octobre, son effet est probablement négligeable. À ce moment, les variations dans l'abondance locale des individus sont principalement liées à la profondeur et probablement à la présence d'autres caractéristiques qui n'ont pas été mises en évidence dans cette étude. Selon toute vraisemblance, l'habitat benthique de Saint-Godefroi est favorable au homard.

Malgré la mise en évidence de relations entre l'abondance du homard et les caractéristiques de l'habitat, la caractérisation du secteur effectuée ne permet pas de statuer sur le rôle des facteurs environnementaux dans les déclin de la population de homard. Ces derniers pourraient être attribuables à des changements naturels ou anthropiques de l'environnement. L'évocation de quelconques changements dans la qualité de l'habitat présuppose la connaissance des conditions prévalant antérieurement dans le secteur ou la comparaison avec d'autres secteurs plus productifs.

6.2 Autres facteurs

En plus des facteurs analysés en détail dans les précédents chapitres (distribution et déplacements, déplacements d'un secteur de pêche à l'autre, chevauchement spatio-temporel des pêcheries et caractéristiques de l'habitat benthique), d'autres éléments, n'ayant pas tous été présentés dans ce document, pourraient également influencer les populations de homard et les rendements. Parmi ceux-ci, la mortalité naturelle, la compétition intra et interspécifique, les problèmes associés au recrutement et les effets de la pêche pourraient expliquer, en partie, les déclin observés dans le secteur de Saint-Godefroi.

En raison de leur caractère plutôt local, les déclinés observés au sein de la population exploitée ne sont probablement pas attribuables à la mortalité naturelle. La compétition intra et/ou interspécifique pourrait affecter la population de homard du secteur de Saint-Godefroi. Cependant, il est très difficile de mesurer l'importance de ce facteur. Des interactions entre la prédation, la disponibilité de l'habitat et les densités pourraient exister mais, au taux d'exploitation actuel, il est probable qu'elles aient moins d'effet sur l'abondance que le recrutement larvaire. Les conditions hydrodynamiques locales pourraient avoir un impact important sur la rétention et la dispersion des larves de homards. Les courants du secteur de Saint-Godefroi, pourraient être assez forts et entraîner les larves de homard très loin des sites d'éclosion. Le recrutement à Saint-Godefroi pourrait aussi être assuré par un apport de larves en provenance d'un autre secteur. Les différents secteurs de la baie des Chaleurs sont probablement liés entre eux par des échanges larvaires qui sont pour l'instant mal connus. Alors que plusieurs éléments peuvent contribuer au succès du recrutement dont notamment la production d'œufs, les facteurs physiques et environnementaux pourraient largement dépasser l'étendue des possibles effets densité-dépendants sur les premiers stades de vie du homard.

Il est à rappeler que le nombre relativement élevé de pêcheurs dans la zone 20B6 (20 en 2003, 19 en 2004 et 17 en 2005), répartis sur une dizaine de kilomètres de côte, exerce une forte pression de pêche. La population de homard de Saint-Godefroi pourrait, depuis quelques années, ne plus supporter cette pression. Le déclin des populations locales qui en découle entraînerait une diminution des rendements et pourrait affecter le recrutement.

6.3 Conclusion

Les facteurs naturels et anthropiques mentionnés dans la présente étude peuvent agir à différentes échelles spatiales et temporelles et avoir des effets qui varient selon les secteurs. Les résultats doivent donc être interprétés dans l'optique où ils ont été analysés pour le secteur de Saint-Godefroi, en fonction des informations disponibles.

Qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, ces facteurs peuvent être classés en deux catégories : les facteurs ascendants (« bottom up ») qui exercent une influence sur le recrutement et les premiers stades de vie et les facteurs descendants (« top-down ») qui agissent principalement sur les stades adultes. Les informations disponibles pour les premiers stades de vie sont relativement limitées et les caractéristiques de ces stades pour la baie des Chaleurs ne sont pas connues. L'analyse effectuée ici s'est donc plutôt attardée aux stades adultes.

Plusieurs hypothèses (déplacements vers des secteurs adjacents, chevauchement spatial des pêcheries et perturbations environnementales associées, caractéristiques de l'habitat, problèmes de recrutement attribuables à différents phénomènes, surexploitation) ont été proposées afin d'expliquer les diminutions observées dans les rendements. Chacune d'elles pourrait permettre une interprétation des changements observés. Toutefois, il est fort probable que les diminutions d'abondance observées dans le secteur de Saint-Godefroi puissent s'expliquer par une combinaison de facteurs. Parmi les hypothèses retenues, celles concernant les problèmes associés au recrutement, au déplacement des individus et à la surexploitation sont les plus susceptibles d'être associées au déclin observé.

En plus d'être soumis à des fluctuations d'abondance locale, les différents secteurs de la baie des Chaleurs sont probablement liés entre eux par des échanges larvaires et, dans une moindre mesure, par le déplacement des adultes. Les secteurs où les petits homards sont abondants pourraient constituer des aires de recrutement pouvant correspondre à des populations-sources. À l'inverse, les secteurs caractérisés par une abondance de gros individus pourraient représenter des populations-puits. Les patrons de dispersion larvaire peuvent donner naissance à divers patrons de recrutement, à différentes échelles, le long de la côte ou encore du large vers la côte, lesquels n'ont pas été analysés dans le cadre de cette étude. De même, le déplacement des individus d'une zone de pêche à l'autre peut donner naissance à des patrons de dispersion à diverses échelles qui n'ont été que partiellement mis en évidence. Une meilleure compréhension des patrons de recrutement et de dispersion pourrait peut-être permettre d'expliquer les différences locales de productivité, ce qui pourrait avoir des implications dans la gestion de la pêcherie de homard de la baie des Chaleurs.

Cette étude contribue de façon significative à accroître les connaissances sur le homard de la baie des Chaleurs. Les résultats laissent cependant entrevoir la nécessité de mener des études plus approfondies sur les facteurs et processus pouvant influencer l'abondance, à tous stades de vie des populations locales.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Able, K.W., K.L. Heck, Jr., M.P. Fahay et C.T. Roman. 1988. "Use of salt-marsh peat reefs by small juvenile lobsters on Cape Cod, Massachusetts". Estuaries, **11**: 83-86.
- Acheson, J.M. et R.S. Steneck. 1997. "Burst and then boom in the Maine lobster industry: Perspectives of fishers and biologists". North American Journal of Fisheries Management, **17**: 826-847.
- Aiken, D.E. et S.L. Waddy. 1980. "Reproductive biology". p. 215-276. *In* The biology and management of lobsters. Vol II. J. S. Cobb et B. F. Phillips (éd.). New York: Academic Press. xiii+390 p.
- Aiken, D.E. et S.L. Waddy. 1986. "Environmental influence on recruitment of the American lobster, *Homarus americanus* : A perspective". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **43**: 2258-2270.
- Archambault, P. et L. Gendron. 2005. "The impact of scallop dredging on the American Lobster *Homarus americanus* in the baie-des-Chaleurs, Canada". p. 590. *In* Benthic habitats and the effects of fishing. Barnes, P.W., and J.P. Thomas (éd.). American Fisheries Society, Symposium 41. Bethesda, Maryland.
- Archambault, P. et P. Goudreau. " Effet de la pêche commerciale sur le gisement de pétoncle d'Islande (*Chlamis islandica*) de l'Île rouge dans l'estuaire du Saint-Laurent : impacts sur le pétoncle et la communauté benthique". Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2006/079. 22 p.
- Attard, J. et C. Hudon. 1987. "Embryonic development and energetic investment in egg production in relation to size of female lobster (*Homarus americanus*).". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **44**(4): 1157-1164.
- Auster, P.J. 1998. "A conceptual model of the impacts of fishing gear on the integrity of fish habitats". Conservation Biology, **12**: 1198-1203.
- Auster, P.J. et R.W. Langton. 1999. "The effects of fishing on fish habitat". American Fisheries Society Symposium, **22**: 150-187.
- Auster, P.J., R.J. Malatesta, R.W. Langton, L. Watling, P.C. Valentine, C.L.S. Donaldson, E.W. Langton, A.N. Shepard et I.G. Babb. 1996. "The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish populations". Reviews in Fisheries Science, **4**: 185-202.
- Barnes, R.S.K. et R.N. Hughes. 1999. Introduction to Marine Ecology (3^e éd.). Malden, MA: Blackwell Science. 296 p.

- Barshaw, D.E., K.W. Able et K.L. Heck, Jr. 1994. "Salt marsh peat reefs as protection for postlarval lobsters *Homarus americanus* from fish and crab predators: Comparisons with other substrates". Marine Ecology Progress Series, **106**: 203-206.
- Barshaw, D.E. et K.L. Lavalli. 1988. "Predation upon postlarval lobsters *Homarus americanus* by cunners *Tautogolabrus adspersus* and mud crabs *Neopanope sayi* on three different substrates: Eelgrass, mud and rocks". Marine Ecology Progress Series, **48**: 119-123.
- Beck, G.G., M.O. Hammill et T.G. Smith. 1993. "Seasonal variation in the diet of harp seals (*Phoca groenlandica*) from the Gulf of St. Lawrence and western Hudson Strait". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **50**: 1363-1371.
- Bennett, D.B. et C.G. Brown. 1979. "The problems of pot immersion time in recording and analysing catch-effort data from a trap fishery". Rapport des Procès-verbaux de la réunion du CIEM, **175**: 186-189.
- Benoit, D. et W.D. Bowen. 1990. "Seasonal and geographic variation in the diet of grey seals (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada". p. 215-226. In Population biology of sealworm (*Pseudoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts. W. D. Bowen (éd.). Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Science. 222: viii+306 p.
- Bergeron, J. 1967. "Contribution à la biologie du homard (*Homarus americanus*) des Îles-de-la-Madeleine". Le naturaliste canadien, **94**: 169-207.
- Bernstein, B.B., B.E. Williams et K.H. Mann. 1981. "The role of behavioral responses to predators in modifying urchins' (*Strongylocentrotus droebachiensis*) destructive grazing and seasonal foraging patterns". Marine Biology, **63**: 39-49.
- Bologna, P.A.X. et R.S. Steneck. 1993. "Kelp beds as habitat for American lobster *Homarus americanus*". Marine Ecology Progress Series, **100**: 127-134.
- Bonardelli, J., J. Himmelman et K. Drinkwater. 1993. "Current variability and upwelling along the north shore of Baie-des-Chaleurs". Atmosphere-Ocean, **31**: 541-565.
- Botero, L. et J. Atema. 1982. "Behavior and substrate selection during larval settling in the lobster *Homarus americanus*". Journal of Crustacean Biology, **2**: 59-69.
- Boudreau, B., E. Bourget et Y. Simard. 1990. "Benthic invertebrate larval response to substrate characteristics at settlement: Shelter preferences of the American lobster *Homarus americanus*". Marine Biology, **106**: 119-129.

- Boudreault, F.R. 1968. Revue des travaux d'océanographie physique effectués dans la baie des Chaleurs (1924-1967). Cahier d'information de la station de biologie marine de Grande Rivière. No. 47. 24 p.
- Bradshaw, C., L.O. Veale et A.R. Brand. 2002. "The role of scallop-dredge disturbance in long-term changes in Irish Sea benthic communities: a re-analysis of an historical dataset". Journal of Sea Research, **47**: 161-184.
- Bratney, J. et A. Campbell. 1985. "A survey of parasites of the American lobster, *Homarus americanus* (Crustacea: Decapoda), from the Canadian Maritimes". Canadian Journal of Zoology, **64**: 1998-2003.
- Brunel, P. 1970a. "Aperçu sur les peuplement d'invertébrés marins des fonds meubles de la baie de Gaspé, 1956-1960". Le naturaliste canadien, **97**: 679-710.
- Brunel, P. 1970b. "Catalogue d'invertébrés benthiques du golfe Saint-Laurent recueillis de 1951 à 1966 par la station de biologie marine de Grande-Rivière". Travaux sur les pêcheries du Québec. 32. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Industrie et du Commerce, Direction générale des Pêches, Service de Biologie. 54 p.
- Bugden, G.L. 1981. "Salt and heat budgets for the Gulf of St. Lawrence". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **38**: 1153-1167.
- Bullimore, B.A., P.B. Newman, M.J. Kaiser, S.E. Gilbert et K.M. Lock. 2001. "A study of catches in a fleet of "ghost-fishing" pots." Fishery Bulletin, **99**: 247-253.
- Caddy, J.F. 1973. "Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on a scallop ground". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **Vol. 30**: 173-180.
- Caddy, J.F. 1986. "Modelling stock-recruitment processes in Crustacea: Some practical and theoretical perspectives". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **43**: 2330-2344.
- Campbell, A. 1980. "A review of mortality estimates of lobster populations in the canadian maritimes". p. 135-140. *In* Proceedings of the Canada-Us Workshop on status of assessment science for N.W. Atlantic lobster (*Homarus americanus*) stocks. V.C. Anthony et J.F. Caddy (éd.). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 932.
- Campbell, A. 1982. "Movements of tagged lobsters released off Port Maitland, Nova Scotia, 1944-80". Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 1136. 41 p.

- Campbell, A. 1986. "Migratory movements of ovigerous lobsters, *Homarus americanus* , tagged off Grand Manan, Eastern Canada". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **43**: 2197-2205.
- Campbell, A. 1989. "Dispersal of American lobsters, *Homarus americanus* , tagged off southern Nova Scotia". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **46**: 1842-1844.
- Campbell, A. 1990. "Aggregations of berried lobsters (*Homarus americanus*) in shallow waters off Grand Manan, eastern Canada". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **47**: 520-523.
- Campbell, A. 1992. "Characteristics of the American lobster fishery of Grand Manan, New Brunswick, Canada". North American Journal of Fisheries Management, **12**: 139-150.
- Campbell, A., D.J. Noakes et R.W. Elner. 1991. "Temperature and lobster, *Homarus americanus*, yield relationships". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **48**: 2073-2082.
- Campbell, A. et D.S. Pezzack. 1986. "Relative egg production and abundance of berried lobsters, *Homarus americanus* , in the Bay of Fundy and off southwestern Nova Scotia". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **43**: 2190-2196.
- Campbell, A. et D.G. Robinson. 1983. "Reproductive potential of three American Lobster (*Homarus americanus*) stocks in the canadian maritimes." Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, **40**(11): 1958-1967.
- Campbell, A. et A.B. Stasko. 1985. "Movements of tagged American lobsters, *Homarus americanus*, off southwestern Nova Scotia". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **42**: 229-238.
- Campbell, A. et A.B. Stasko. 1986. "Movements of lobsters (*Homarus americanus*) tagged in the Bay of Fundy, Canada". Marine Biology, **92**: 393-404.
- Cardinal, A. 1990. "Répartition biogéographique des algues marines benthiques sur les côtes du Québec". Le naturaliste canadien, **117**: 167-182.
- Carter, J.A. et D.H. Steele. 1982a. "Attraction to and selection of prey by immature lobsters (*Homarus americanus*).". Canadian Journal of Zoology, **60**: 326-336.
- Carter, J.A. et D.H. Steele. 1982b. "Stomach Contents of Immature Lobsters (*Homarus americanu*) From Placentia Bay, Newfoundland." Canadian Journal of Zoology, **60**: 337-347.

- Castell, J.D. et S.D. Budson. 1974. "Lobster nutrition: The effect on *Homarus americanus* of dietary protein levels". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **31**: 1363-1370.
- Clarke, K.R. et R.M. Warwick. 1994. Change in Marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Plymouth. 144 p.
- Chapman, M.G., A.J. Underwood et G.A. Skilleter. 1995. "Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **189**: 103-122.
- Charmantier, G., M. Charmantier-Daures, N. Bouaricha, P. Thuet, D.E. Aiken et J.P. Trilles. 1988. "Ontogeny of osmoregulation and salinity tolerance in two decapod crustaceans: *Homarus americanus* and *Penaeus japonicus*". Biological Bulletin, Marine Biological Laboratory, Woods Hole, **175**: 102-110.
- Chicharo, L., A. Chicharo, M. Gaspar, F. Alves et J. Regala. 2002. "Ecological characterization of dredged and non-dredged bivalve fishing areas off south Portugal". Journal of the Marine Biological Association of the UK, **82**: 41-50.
- Chuenpagdee, R., L.E. Morgan, S.M. Maxwell, E.A. Norse et D. Pauly. 2003. "Shifting Gears : Assessing collateral impacts of fishing methods in U.S. waters". Frontiers in Ecology and Environment, **1**: 517-524.
- Cobb, J.S. 1968. "Delay of Molt by the larvae of *Homarus americanus*". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **25**(10): 2251-2253.
- Cobb, J.S. 1970. "The shelter related behaviour of the lobster, *Homarus americanus*". Ecology, **52**: 108-115.
- Cobb, J.S. 1995. "Interface of Ecology, Behavior and Fisheries". p. 139-151 In Biology of the Lobster *Homarus americanus*. J. R. Factor (éd.). San Diego, CA: Academic Press. xiii+528 p.
- Cobb, J. S., T. Gulbrandsen, B.F. Phillips, D. Wang et M. Syslo. 1983. "Behavior and distribution of larval and early juvenile *Homarus americanus*". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **40**(12): 2184-2188.
- Cobb, J.S., D. Wang, R.A. Richards et M. Fogarty. 1986. "Competition among lobsters and crabs and its possible effects in Narragansett Bay, Rhode Island". p. 282-290 In

- North Pacific Workshop on stock assessment and management of invertebrates, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 92. 430 p
- Collie, J.S. et G.A. Escanero. 1996. "Scallop dredging on Georges Bank: Photographic evaluation of effects on benthic epifauna". ICES Council Meeting Paper, 1996(Mini:9). 14 p.
- Collie, J.S., G.A. Escanero et P.C. Valentine. 2000a. "Photographic evaluation of the impacts of bottom fishing on benthic epifauna". ICES Journal of Marine Science, 57: 987-1001.
- Collie, J.S., S.J. Hall, M.J. Kaiser et I.R. Poiner. 2000b. "A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos". Journal of Animal Ecology, 69: 785-798.
- Comeau, M., W. Landsburg, M. Lanteigne, M. Mallet, G. Robichaud et F. Savoie. 1998. Lobster (*Homarus americanus*) tagging project in Caraquet (1993) - Tag return from 1994 to 1997. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 2216. 42 p.
- Comeau, M., M. Lanteigne, G. Robichaud et F. Savoie. 1999. Lobster (*Homarus americanus*) movement in the southern gulf of St. Lawrence - Summary Sheets of Tagging Projects conducted between 1980 and 1997. Canadian Industry Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 249. vi + 7 p.
- Comeau, M. et M. Mallet. 2003. "The effect of timing of tagging on streamer-tag recapture rates for American lobster (*Homarus americanus*).". Fishery Bulletin, 101: 476-483.
- Comeau, M. et F. Savoie. 2001. "Growth increment and molt frequency of the American lobster (*Homarus americanus*) in the southwestern Gulf of St. Lawrence". Journal of Crustacean Biology. 21: 923-936.
- Comeau, M. et F. Savoie. 2002. "Movement of American lobster (*Homarus americanus*) in the southwestern Gulf of St. Lawrence". Fishery Bulletin, 100: 181-192.
- Conklin, D.E. 1995. "Digestive physiology and nutrition". p. 441-463. In Biology of the Lobster *Homarus americanus*. J. R. Factor (éd.). San Diego, CA: Academic Press. xiii+528 p.
- Connecticut Sea Grant, 2000. "What's happening to lobsters in Long Island Sound?" Fact Sheet. Connecticut Sea grant Extension. University of Connecticut. Groton. CT. 2 p.
- Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (CCRH). 1995. Un cadre pour la conservation des stocks du homard de l'Atlantique. Rapport soumis au Ministre des Pêches et des Océans. CCRH95.R.1. ix+38 p.

- Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (CCRH). 1997. Rapport sur la technologie des engins de pêche dans l'Est du Canada. Rapport du Sous-comité des techniques de pêche. CCRH.97.R.1. 27, 25 p.
- Cooper, R.A. et J.R. Uzzman. 1971. "Migration and growth of deep-sea lobsters, *Homarus americanus*". Science, 171: 288-290.
- Cooper, R.A., R.A. Clifford et C.D. Newell. 1975. "Seasonal abundance of the American lobster, *Homarus americanus*, in the Boothbay Region of Maine". Transactions of the American Fisheries Society, **104**: 669-674.
- Cooper, R.A. et J.R. Uzzmann. 1980. "Ecology of juvenile and adult *Homarus*". p. 97-142. In The biology and management of lobsters. Vol. II. J. S. Cobb et B. F. Phillips (éd.). New York: Academic Press. xiii+390 p.
- Corrivault, G.-W. et J.-L. Tremblay. 1948. Contribution à la biologie du homard (*Homarus americanus* Milne-Edwards) dans la baie des Chaleurs et le golfe Saint-Laurent. Contributions de la Station biologique du Saint-Laurent. 19. Grande-Rivière, Québec. Université Laval. 222 p.
- Crossin, G.T., S.A. Al-Ayoub, S.H. Jury, W. Hunting Howell et W.H. Watson, III. 1998. "Behavioral thermoregulation in the American lobster "*Homarus americanus*"". *Journal of Experimental Biology*, **201**: 365-374.
- Currie, D.R. et G.D. Parry. 1996. "Effects of scallop dredging on a soft sediment community: A large-scale experimental study". Marine Ecology Progress Series, **134**: 131-150.
- Currie, D.R. et G.D. Parry. 1999. "Impacts and efficiency of scallop dredging on different soft substrates". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **56**: 539-550.
- Dall, W. 1970. "Osmoregulation in the lobster *Homarus americanus*". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **27**: 1123-1130.
- Davis, A., J.M. Hanson, H. Watts et H. MacPherson. 2004. "Local ecological knowledge and marine fisheries research: the case of white hake (*Urophycis tenuis*) predation on juvenile American lobster (*Homarus americanus*)". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **61**: 1191-1201.
- Day, R.W. et G.P. Quinn. 1989. "Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology". Ecological Monographs, **59**: 433-463.
- DeAlteris, J., L. Skrobe et C. Lipsky. 1999. "The significance of seabed disturbance by mobile fishing gear relative to natural processes: a case study in Narragansett Bay, Rhode Island". American Fisheries Society Symposium, **22**: 224-237.

- de Groot, S.J. 1984. "The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. Ocean Management, 9: 177-190.
- Dernie, K.M., M.J. Kaiser et R.M. Warwick. 2003. "Recovery rates of benthic communities following physical disturbance". Journal of Animal Ecology, 72: 1043-1056.
- Dow, R.L. 1977. "Relationship of sea surface temperature to American and European lobster landings". Journal du conseil pour l'exploration de la mer CIEM, 37: 186-191.
- Drinkwater, K.F., G.C. Harding, W.P. Vass et D. Gauthier . 1991. "The relationship of Quebec lobster landings to freshwater runoff and wind storms". p. 179-187. *In* Le golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire ? J.C. Therriault (éd.). Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques. 113. viii+359 p.
- Drinkwater, K.F., M.J. Tremblay et M. Comeau. 2006. "The influence of wind and temperature on the catch rate of the American lobster (*Homarus americanus*) during spring fisheries off eastern Canada". Fisheries Oceanography, 15: 150-165.
- Eagles, M.D., D.E. Aiken et S.L. Waddy. 1986. "Influence of light and food on larval American lobsters, *Homarus americanus*". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 43: 2303-2310.
- Eleftheriou, A. 2000. "Marine benthos dynamics: environmental and fisheries impacts: Introduction and Overview". ICES Journal of Marine Science, 57: 1299-1302.
- Eleftheriou, A. et M.R. Robertson. 1992. "The effects of experimental scallop dredging on the fauna and physical environment of a shallow sandy community". Netherlands Journal of Sea Research, 30: 289-299.
- Elner, R.W. 1980. "Lobster gear selectivity - Canadian overview". p. 77-84. *In* Proceedings of the Canada-US Workshop on status of assessment science for N.W. Atlantic lobster (*Homarus americanus*) stocks. Anthony, V.C. et J.F. Caddy (éd.). Canadian Technical Report of Fisheries and Atlantic Sciences. 932.
- Elner, R.W. et A. Campbell. 1987. "Natural diets of lobster *Homarus americanus* from barren ground and macroalgal habitats off southwestern Nova Scotia, Canada". Marine Ecology Progress Series, 37: 131-140.
- Ennis, G.P. 1973. "Food, feeding, and condition of lobsters, *Homarus americanus*, throughout the seasonal cycle in Bonavista Bay, Newfoundland". Journal of Fisheries Research Board of Canada, 30: 1905-1909.

- Ennis, G.P. 1983a. "Observations on the behavior and activity of lobsters, *Homarus americanus*, in nature". Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 1165. 31 p.
- Ennis, G.P. 1983b. The effect of wind direction on the abundance and distribution of decapod crustacean larvae in a Newfoundland near-shore area. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 1138. iv+19 p.
- Ennis, G.P. 1984a. "Small-scale seasonal movements of the American lobster *Homarus americanus*". Transactions of the American Fisheries Society, **113**: 336-338.
- Ennis, G.P. 1984b. "Territorial behavior of the American lobster *Homarus americanus*". Transactions of the American Fisheries Society, **113**: 330-335.
- Ennis, G.P. 1986. "Stock definition, recruitment variability, and larval recruitment processes in the American lobster, *Homarus americanus*: A review". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **43**: 2072-2084.
- Ennis, G.P., P.W. Collins et G. Dawe. 1989. Fisheries and population biology of lobsters (*Homarus americanus*) at St. Chads-Burnside, Newfoundland. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 1116. iv+44 p.
- Ennis, G.P. 1995. "Larval and Postlarval Ecology". p. 23-46. *In* Biology of the Lobster *Homarus americanus*. J. R. Factor (éd.). San Diego, CA: Academic Press. xiii+528 p.
- Estrella, B.T. et T.D. Morrissey. 1997. "Seasonal movement of offshore American lobster, *Homarus americanus*, tagged along the eastern shore of Cape Cod, Massachusetts". Fishery Bulletin, **95**: 466-476.
- Evans, P.D. et K.H. Mann. 1977. "Selection of prey by american lobsters (*Homarus americanus*) when offered a choice between sea urchins and crabs". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **34**: 2203-2207.
- Flowers, J.M. et S.B. Saila. 1972. "An analysis of temperature effects on the inshore lobster fishery". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **29**: 1221-1225.
- Fogarty, M. 1995. "Populations, Fisheries and Management". p. 111-137. *In* Biology of the Lobster *Homarus americanus*. J. R. Factor (éd.). San Diego, CA: Academic Press. xiii+528 p.
- Fogarty, M.J. 1988. "Time Series models of the Maine lobster fishery: The effect of temperature". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **45**: 1145-1153.

- Fogarty, M.J., D.V.D. Borden et H.J. Russell. 1980. "Movements of tagged American lobster, *Homarus americanus*, off Rhode Island". Fishery Bulletin, **78**: 771-779.
- Folk, R. L. 1974. Petrology of sedimentary rocks. Austin, TX: Hemphill Publishing Co. 182 p.
- Freund, R.J. et R.C. Littell. 1986. SAS System for regression, Éd. 1986, Cary, NC: SAS Institute. 167 p.
- Fuller, S., E. Kenchington, D.S. Davis et M. Butler. 1998. "Associated fauna of commercial scallop grounds in the lower Bay of Fundy". Marine Issues Committee Special Publication. 2. Ecology Action Center. Halifax. vi+85 p.
- Gagnon, M., P. Bergeron, J. Leblanc et R. Siron. 1997a. Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du golfe Saint-Laurent et de la Baie des Chaleurs. Rapport produit dans le cadre de Saint-Laurent Vision 2000. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Ministère des Pêches et des Océans, Santé Canada et Ministère de l'environnement et de la faune. 191 p.
- Gagnon, M., P. Bergeron, J. Leblanc et R. Siron. 1997b. Synthèse des connaissances sur les communautés biologiques du golfe Saint-Laurent et de la Baie des Chaleurs. Rapport produit dans le cadre de Saint-Laurent Vision 2000. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Ministère des Pêches et des Océans, Santé Canada et Ministère de l'environnement et de la faune. 437 p.
- Gan, J., R. Grant Ingram et R.J. Greatbatch. 1997. "On the separation/intrusion of the Gaspé Current and variability in Baie des Chaleurs: Modeling studies". Journal of Geophysical Research. C. Oceans, **102**(C7): 15 567-15 581.
- Gan, J., R. Grant Ingram, R.J. Greatbatch et P. Chen. 1995. "Upper ocean modeling in a coastal bay". Journal of Geophysical Research. C. Oceans, **100**(C8): 15 977-15 997.
- Garnick, E. 1989. "Lobster (*Homarus americanus*) population declines, sea urchins, and "barren grounds": A space-mediated competition hypothesis". Marine Ecology Progress Series, **58**: 23-38.
- Gendron, L. et P. Fradette. 1995. Revue des interactions entre le crabe commun (*Cancer irroratus*) et le homard américain (*Homarus americanus*), dans le contexte du développement d'une pêche au crabe commun au Québec. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 2306. vii+47 p.
- Gendron, L., P. Fradette et G. Godbout. 2001. "The importance of rock crab (*Cancer irroratus*) for growth, condition and ovary development of adult American lobster (*Homarus americanus*)". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **262**: 221-241.

- Gendron, L. et B. Sainte-Marie. 2006. "Growth of juvenile lobster *Homarus americanus* off the Magdalen Islands (Quebec, Canada) and projection of instar and age at commercial size." Marine Ecology Progress Series, **326**: 221-233.
- Gendron, L. et G. Savard. 2003. "État des stocks de homard de la Gaspésie (Zones 19, 20 et 21) en 2002". Secrétariat canadien de consultation scientifique. Document de recherche 2003/059. 54 p.
- Gibson, M.R. et T.E. Angell. 1996. Assessment of gear induced damage and mortality on american lobster (*Homarus americanus*) in Rhode Island coastal waters. State of Rhode Island. Department of environmental Management, Division of Fish and Wildlife, Marine Fisheries Section, 24 p.
- Gosselin, T., B. Sainte-Marie et L. Bernatchez. 2003. "Patterns of sexual cohabitation and female ejaculate storage in the American lobster (*Homarus americanus*)". Behavioral Ecology and Sociobiology, **55**: 151-160.
- Gregory, D.N., O.C. Nadeau et D. Lefaivre. 1989. "Current statistics of the Gulf of St. Lawrence and estuary". Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences. 120. vi+178 p.
- Hacker, S.D. et R.S. Steneck. 1990. "Habitat architecture and the abundance and body-size-dependent habitat selection of a phytal amphipod." Ecology, **71**: 2269-2285.
- Hanson, J.M. et M. Lanteigne. 2000. "Evaluation of Atlantic Cod predation on American Lobster in the Southern Gulf of St. Lawrence, with comments on other potential fish predators". Transactions of the American Fisheries Society, **129**: 13-29.
- Harding, G.C. 1992. Le homard d'Amérique (*Homarus americanus* Millne Edwards): Document de travail sur ses besoins environnementaux et sur les phénomènes anthropiques se répercutant sur sa population. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 1887. 44 p.
- Harding, G.C., K.F. Drinkwater et W.P. Vass. 1983. "Factors influencing the size of American lobster (*Homarus americanus*) stocks along the Atlantic coast of Nova Scotia, Gulf of St. Lawrence, and Gulf of Maine: A new synthesis". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **40**: 168-184.
- Harding, G.C., W.P. Vass et K.F. Drinkwater. 1982. "Aspects of Larval American Lobster (*Homarus americanus*) Ecology in St. Georges Bay, Nova Scotia". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **39**: 1117-1129.
- Hartog, F. et P. Archambault. 2002. Impacts de la pêche au pétoncle sur les fonds marins et la faune associée : revue de littérature. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 2627. v+38 p.

- Hermesen, J.M., J.S. Collie et P.C. Valentine. 2003. "Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank". Marine Ecology Progress Series, **260**: 97-108.
- Herrick, F.H. 1895. The American lobster : a study of its habits and development. Washington Government Printing Office. 252 p.(+54 pl.).
- Herrick, F.H. 1911. Natural history of the American lobster. Bulletin of the United States Bureau of Fisheries. 29. Document 747. Washington Government Printing Office. p.149-408. (+48 pl.).
- Hudon, C. 1987. "Ecology and growth of postlarval and juvenile lobster, *Homarus americanus*, off Îles-de-la-Madeleine (Quebec)". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **44**: 1855-1869.
- Hudon, C. 1994. "Large-scale analysis of Atlantic Nova Scotia American lobster (*Homarus americanus*) landings with respect to habitat, temperature, and wind conditions". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **51**: 1308-1321.
- Hudon, C. et P. Fradette. 1988. "Planktonic growth of larval lobster (*Homarus americanus*) off Îles-de-la-Madeleine (Québec), Gulf of St. Lawrence". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **45**: 868-878.
- Hudon, C. et P. Fradette. 1993. "Wind-induced advection of larval decapods into Baie de Plaisance (Îles-de-la-Madeleine, Québec)". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **50**: 1422-1434.
- Hudon, C., P. Fradette et P. Legendre. 1986. "La répartition horizontale et verticale des larves de homard (*Homarus americanus*) autour des Îles de la Madeleine, golfe du Saint-Laurent." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **43**: 2164-2176.
- Hudon, C. et G. Lamarche. 1989. "Niche segregation between American lobster *Homarus americanus* and rock crab *Cancer irroratus*". Marine Ecology Progress Series, **52**: 155-168.
- Hudon, C., P. Legendre, A. Lavoie, J.M. Dubois et G. Vigeant. 1991. "Effets du climat et de l'hydrographie sur le recrutement du homard américain (*Homarus americanus*) dans le nord du golfe du Saint-Laurent". p. 161-177. *In* Le golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire ? J.C. Therriault (éd.). Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques. 113. viii+359 p.
- Hughes, J.T. et G.C. Matthiessen. 1962. "Observations on the biology of the American lobster, *Homarus americanus*". Limnology and Oceanography, **7**: 414-421.

- ICES. 2006. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 5 12 April 2006 , ICES Headquarters, Copenhagen. ACE:05. 174 p.
- Incze, L.S. et C.E. Naimie. 1997. Source-sink relationships in recruitment of American lobsters in the gulf of Maine, with comments on exchange processes in the Southern Bay of Fundy. p. 75-78 *In Coastal Monitoring and the Bay of Fundy: The Maritime Atlantic Ecozone Science Workshop*. 196 p.
- Incze, L.S. et R.A. Wahle. 1991a. "Quantitative relationships between postlarval lobsters and new benthic recruits in the Boothbay region of Maine". Journal of Shellfish Research, **10**: 296.
- Incze, L.S. et R.A. Wahle. 1991b. "Recruitment from pelagic to early benthic phase in lobsters *Homarus americanus*." Marine Ecology Progress series, **79**: 77-87.
- Jamieson, G.S. et A. Campbell. 1985. "Sea scallop fishing impact on American lobsters in the Gulf of St. Lawrence". Fishery Bulletin, **83**: 575-586.
- Jenkins, S.R., B.D. Beukers-Stewart et A.R. Brand. 2001. "Impact of scallop dredging on benthic megafauna: a comparison of damage levels in captured and non-captured organisms". Marine Ecology Progress Series, **215**: 297-301.
- Jennings, S. et M.J. Kaiser. 1998. "The effects of fishing on marine ecosystems". Advances in Marine Biology, **34**: 201-352.
- Juinio, M.A.R. et J.S. Cobb. 1992. "Natural diet and feeding habits of the postlarval lobster *Homarus americanus*". Marine Ecology Progress Series, **85**: 83-91.
- Jury, S.H., W. Huntting Howell et W.I. Watson. 1995. "Lobster movements in response to a hurricane". Marine Ecology Progress Series, **119**: 305-310.
- Jury, S.H., M.T. Kinnison, W. Huntting Howell et W.H.I. Watson. 1994. "The effects of reduced salinity on lobster ("*Homarus americanus*" Milne-Edwards) metabolism: implications for estuarine populations». Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **176**: 167-185.
- Kaiser, M.J., D.B. Edwards, P.J. Armstrong, K. Radford, N.E.L. Lough, R.P. Flatt et H.D. Jones. 1998. "Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance". ICES Journal of Marine Science, **55**: 353-361.
- Kaiser, M.J., K. Ramsay, C.A. Richardson, F.E. Spence et A.R. Brand. 2000a. "Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure". Journal of Animal Ecology, **69**: 494-503.

- Kaiser, M.J., F.E. Spence et P.J. Hart. 2000b. "Fishing-Gear Restrictions and Conservation of Benthic Habitat Complexity". Conservation Biology, **14**: 1512-1525.
- Karnofsky, E.B., J. Atema et R.H. Elgin. 1989a. "Field observations of social behavior, shelter use, and foraging in the lobster, *Homarus americanus*". Biological Bulletin, Marine Biological Laboratory, Woods Hole, **176**: 239-246.
- Karnofsky, E.B., J. Atema et R.H. Elgin. 1989b. "Natural dynamics of population structure and habitat use of the lobster, *Homarus americanus*, in a shallow cove". Biological Bulletin, Marine Biological Laboratory, Woods Hole, **176**: 247-256.
- Koeller, P. 1999. "Influence of temperature and effort on lobster catches at different temporal and spatial scales and the implications for stock assessments". Fishery Bulletin, **97**: 62-70.
- Krebs, J.R. and N.B. Davies. 1993. An introduction to behavioural ecology (3e éd.). Oxford, England: Blackwell Scientific. 420 p.
- Krouse, J.S. 1973. "Maturity, sex ratio, and size composition of the natural population of American lobster, *Homarus americanus*, along the Maine coast". Fishery Bulletin, **71**: 165-173.
- Krouse, J.S. 1980. "Summary of lobster, *Homarus americanus*, tagging studies in american waters (1898-1978)". p.135-140. In Proceedings of the Canada-Us Workshop on status of assessment science for N.W. Atlantic lobster (*Homarus americanus*) stocks. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science. 932. vii+186 p.
- Krouse, J.S. 1981. "Movement, growth and mortality of american lobsters, *Homarus americanus*, tagged along the coast of Maine". NOAA technical report NMFS SSRF, **747**. iii+12 p.
- Laist, D.W. 1995. Marine debris entanglement and ghost fishing: A cryptic and significant type of bycatch? p. 33-40 In Solving bycatch: considerations for today and tomorrow. Workshop Proceedings. Alaska sea Grant College Program, Fairbanks AK. 335 p.
- Landsburg, A.W. 1991. "A field comparison of the recapture rates of polyethylene streamer and modified sphyron tags through molting of lobsters (*Homarus americanus*)". Journal of Shellfish Research, **10**: 285.
- Langton, R.W. et W.E. Robinson. 1990. "Faunal associations on scallop grounds in the western Gulf of Maine". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **144**: 157-171.

- Langton, R.W., R.S. Steneck, V. Gotceitas, F. Juanes et P. Lawton. 1996. "The Interface between Fisheries Research and Habitat Management". North American Journal of Fisheries Management, **16**: 1-7.
- Lauzier, L. 1941. "Contribution à l'océanographie physique de la baie des Chaleurs". Annales de l'ACFAS, **7**: 124.
- Lauzier, L., R.W. Trites et H.B. Hachey. 1957. "Some features of the surface layer of the gulf of St. Lawrence". Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, **111**: 195-212.
- Lavallée, J. 2002. Shell Disease. Fact Sheet. Atlantic Veterinary College Lobster Science Centre. University of Prince Edward Island, Charlottetown.
- Lavalli, K.L. et D.E. Barshaw. 1989. "Post-larval American lobsters (*Homarus americanus*) living in burrows may be suspension feeding". Marine Behaviour and Physiology, **15**(4): 255-264.
- Lavoie, D. et M. El-Sabh. 1996a. "Génération d'une résurgence côtière". p. 105. In Zone Côtière Canada '96, Groupe de Recherche en Environnement Côtier (GREC).
- Lavoie, D. et M. El-Sabh. 1996b. "Propagation d'énergie de basse fréquence dans une baie". p. 106. In Zone Côtière Canada '96, Groupe de Recherche en Environnement Côtier (GREC).
- Lawton, P. et K.L. Lavalli. 1995. "Postlarval, Juvenile, Adolescent, and Adult Ecology". p. 47-88. In Biology of the Lobster *Homarus americanus*. J. R. Factor (éd.) San Diego, CA: Academic Press. xiii+528 p.
- Le Quéré, C. 1991. "Physical oceanography of the Baie des Chaleurs, Gulf of St. Lawrence". Mémoire de Maîtrise. Department of Atmospheric and Oceanic Sciences. Montreal: McGill University. 66 p.+fig.
- Ledoyer, M. 1971. "Le peuplement des sables fins terrigènes dans la baie des Chaleurs (Golfe du Saint-Laurent) comparé à celui de la Méditerranée occidentale". Le naturaliste canadien, **98**: 851-886.
- Ledoyer, M. 1975a. "Les peuplements benthiques circalittoraux de la baie des Chaleurs (Golfe du Saint-Laurent)". Travaux sur les pêcheries du Québec, **42**. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Industrie et du Commerce, Direction générale des Pêches Maritimes. Service de Biologie. 141 p.+appendices.
- Ledoyer, M. 1975b. "Les peuplements benthiques des fonds de baie et les grands aspects binomiques de la baie des Chaleurs". Travaux sur les pêcheries du Québec.

- Gouvernement du Québec, Ministère de l'Industrie et du Commerce, Direction générale des Pêches Maritimes. Service de Biologie. 43. 35 p.+appendices.
- Lindholm, J.B., P.J. Auster, M. Ruth et L. Kaufman. 2001. "Modeling the Effects of Fishing and Implications for the Design of Marine Protected Areas: Juvenile Fish Responses to Variations in Seafloor Habitat". Conservation Biology, **15**: 424-437.
- Løkkeborg, S. 2005. "Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities". FAO Fisheries Technical Paper. 472. 58 p.
- MacDonald, D.S., M. Little, N.C. Eno et K. Hiscock. 1996. "Disturbance of benthic species by fishing activities: A sensitivity index". Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, **6**: 257-268.
- MacKenzie, B.R. 1988. "Assessment of temperature effects on interrelationships between stage durations, mortality, and growth in laboratory-reared *Homarus americanus* Milne Edwards larvae". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **116**: 87-98.
- Magee, S., E. Kenchington, D. Roddick, D. Davis et M. Butler. 1999. "Diversity and distribution of associated fauna of commercial scallop grounds in the lower Bay of Fundy". Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 2285. iv+75 p.
- Mann, K.H. et P.A. Breen. 1972. "The relation between lobster abundance, sea urchins, and kelp beds". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **29**: 603-609.
- Marcotte, A. 1954. "Étiquetage de homard à Miguasha". p. 136-138 In Rapport annuel de la station de biologie marine – 1953. Contribution du département des pêcheries, Québec. 50. Appendice XIII.
- Matsuoka, T., T. Nakashima et N. Nagasawa. 2005. "A review of ghost fishing: scientific approaches to evaluation and solutions." Fisheries Science, **71**: 691-702.
- Maynard, D.R. et T. Chiasson. 1988. "Storm related mortality of lobsters, *Homarus americanus*, on the northern shore of Prince Edward Island, Canada. Journal of Shellfish Research, **7**: 169.
- McArdle, B.H., K.J. Gaston et J.H. Lawton. 1990. "Variation in the size of animal populations: Patterns, problems and artefacts". Journal of Animal Ecology, **59**: 439-454.
- McLeese, D.W. 1956. "Effects of Temperature, Salinity and Oxygen on the survival of the American Lobster". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **13**: 247-272.

- McLeese, D.W. et D.G. Wilder. 1958. "The activity and catchability of the lobster (*Homarus americanus*) in relation to temperature". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **15**: 1345-1354.
- Messieh, S.N., T.W. Rowell, D.L. Peer et P.J. Cranford. 1991. "The effects of trawling, dredging and ocean dumping on the eastern Canadian continental shelf seabed". Continental Shelf Research, **11**: 1237-1263.
- Miller, R.J. 1985. "Seaweeds, sea urchins, and lobsters: A reappraisal". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **42**: 2061-2072.
- Miller, R.J. 1989. "Catchability of American lobsters (*Homarus americanus*) and rock crabs (*Cancer irroratus*) by traps". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **46**: 1652-1657.
- Miller, R.J. 1995a. "Catchability coefficients for American lobster (*Homarus americanus*). p. 349-356. In Shellfish Life Histories and Shellfishery Models, selected papers from a symposium held in Moncton, New Brunswick, 25-29 June 1990. D. E. Aiken, S. L. Waddy et G. Y. Conan (éd.). ICES Marine Science Symposia. Copenhagen. 199.
- Miller, R.J. 1995b. "Fishery Regulations and Methods". p. 89-109. In Biology of the Lobster *Homarus americanus*. J. R. Factor (éd.) San Diego, CA: Academic Press. xiii+528 p.
- Miller, R.J. 1997. "Spatial differences in the productivity of American lobster in Nova Scotia". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **54**: 1613-1618.
- Miller, R.J., K.H. Mann et D.J. Scarratt. 1971. "Production potential of a seaweed lobster community in eastern Canada". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **28**: 1733-1738.
- Morgan, L.E. et R. Chuenpagdee. 2003. Shifting Gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in U.S. waters. PEW Charitable trusts, Environment division. 43 p.
- Moriyasu, M., W. Landsburg et G.Y. Conan. 1995. "Sphyrion tag shedding and tag induced mortality of the american lobster, *Homarus americanus* H. Milne Edwards, 1837 (Decapoda, Nephropidae)". Crustaceana, **68**: 184-192.
- MPO. 1982. "Le homard américain". Le monde sous-marin. Ministère des Pêches et des Océans. Direction des communications. Ottawa. 6 p.
- MPO. 2003. "Le homard des eaux côtières du Québec en 2002". Rapport sur l'État des stocks. 2003/013. 18 p.

- MPO. 2004. "Le homard des eaux côtières du Québec en 2003". Rapport sur l'État des stocks. 2004/020. 14 p.
- MPO. 2005a. "Homard de la Gaspésie (ZPH 19, 20AB, 21AB) en 2004". Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO. Avis scientifique. 2005/005. 9 p.
- MPO. 2005b. "Pétoncles des eaux côtières du Québec en 2004". Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO. Avis scientifique. 2005/031. 20 p.
- MPO. 2005c : (page consultée le 2006-11-15) Site d'information sur la pêche du hareng. [En ligne]. <http://www.glf.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/herring-hareng/index-f.jsp>
- MPO. 2006a. "Évaluation des populations de homard aux Iles-de-la-Madeleine (ZPH 22) en 2005". Secrétariat de consultation scientifique du MPO. Avis scientifique. 2006/012. 12 p.
- MPO. 2006b. "Évaluation des stocks de homard de la Gaspésie (ZPH 19, 20 et 21) en 2005". Secrétariat de consultation scientifique du MPO. Avis scientifique 2006/04. 12 p.
- Munro, J. et J.C. Therriault. 1983. "Seasonal migrations of lobster (*Homarus americanus*) between the coast and the lagoons of the Magdalen Islands". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **40**: 905-918.
- National Research Council. 2002. Effects of trawling and dredging on seafloor habitat. Washington, D.C.: NATIONAL ACADEMY PRESS. 136 p.
- Norse, E.A. et L. Watling. 1999. "Impacts of mobile fishing gear: The biodiversity perspective". American Fisheries Society Symposium, **22**: 31-40.
- Ojeda, F.P. et J.H. Dearborn. 1990. "Diversity, abundance, and spatial distribution of fishes and crustaceans in the rocky subtidal zone of the Gulf of Maine". Fishery Bulletin, **88**: 403-410.
- Ojeda, F.P. et J.H. Dearborn. 1991. "Feeding ecology of benthic mobile predators: Experimental analyses of their influence in rocky subtidal communities of the Gulf of Maine". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **1**: 13-44.
- Ouellet, P. et F. Plante. 2004. "An investigation of the sources of variability in american lobster (*Homarus americanus*) eggs and larvae: female size and reproductive status, and interannual and interpopulation comparisons." Journal of Crustacean Biology, **24**: 481-495.

- Paloheimo, J.E. 1963. "Estimation of Catchabilities and Population Sizes of Lobsters". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **20**: 59-88.
- Pawson, M.G. 2003. "The catching capacity of lost static fishing gears: introduction." Fisheries Research, **64**: 101-105.
- Peterman, R.M. 1990. "Statistical power analysis can improved fisheries research and management". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **47**: 2-15.
- Petranka, J.W. 1990. "Caught between a rock and a hard place". Herpetologica, **46**: 346-350.
- Phillips, B.F., J.S. Cobb et R.W. George. 1980. "General Biology". p. 1-82. *In* The biology and management of lobsters. Vol. I. J. S. Cobb et B. F. Phillips (éd.). New York: Academic Press. xiii+463 p.
- Prince, E.E. 1897. Natural history of the lobster, with special reference to the Canadian lobster industry. 29th Annual Report Department of Marine Fisheries, Fisheries Branch, Suppl. 1, p. 16.
- Pringle, J.D. et D.J. Jones. 1980. "The interaction of the lobster, scallop, and Irish moss fisheries off Borden, Prince Edward Island". Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 973. 30 p.
- Quinn, G. and M. Keough. 2002. Experimental Design and Data Analysis for Biologists. Cambridge University Press. 537 p.
- Ramsay, K., M.J. Kaiser et R.N. Hughes. 1998. "Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **224**: 73-89.
- Reddy, M.P.M. 1968. "Wave conditions and littoral drift near Belledune Point, Chaleurs Bay (unpublished manuscript)". Technical Report programmed by the Canadian Committee of Oceanography. Report A.O.L.68-2. 25 p.
- Reynolds, W.W. et M.E. Casterlin. 1985. "Vagile macrofauna and the hydrographic environment of the Saco River Estuary and adjacent waters of the Gulf of Maine". Hydrobiologia, **128**: 207-215.
- Richards, R.A. 1992. "Habitat selection and predator avoidance: ontogenetic shifts in habitat use by the Jonah crab *Cancer borealis* (Stimpson)". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **156**: 187-197.

- Richards, R.A. et J.S. Cobb. 1986. "Competition for shelter between lobsters (*Homarus americanus*) and Jonah crabs (*Cancer borealis*): Effects of relative size". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **43**: 2250-2255.
- Robichaud, D.A. et A. Campbell. 1991. "Annual and seasonal size-frequency changes of trap-caught lobsters (*Homarus americanus*) in the Bay of Fundy". Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science, **11**: 29-37.
- Robichaud, D.A., A.M. Williamson et D.E. Graham. 1987. "Characteristics of the Saint-Mary's Bay lobster stock in relation to scallop gear impact". Canadian Manuscript Report Fisheries Aquatic Sciences. 1955: iv+17 p.
- Robinson, D.G. 1979. "Consideration of the lobster (*Homarus americanus*) recruitment overfishing hypothesis; with special reference to the Canso Causeway". p. 77-99. In Canso marine environment workshop. F.D. McCracken (éd.). Fisheries and Marine Service Technical Report. 834.
- Roddick, D.L. et R.J. Miller. 1992. "Spatial and temporal overlap of the American lobster (*Homarus americanus*) and sea scallop (*Placopecten magellanicus*) as related to the impact of inshore scallop dragging". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **49**: 1486-1492.
- Rowe, G.T. 1971. "Benthic biomass and surface productivity". p. 441-454, In Fertility in the sea. Vol. II. J.D. Costlow Jr. (éd.). New York: Gordon and Breach Science Publishers. 622 p.
- Rowe, S. 2001. "Movement and harvesting mortality of American lobsters (*Homarus americanus*) tagged inside and outside no-take reserves in Bonavista Bay, Newfoundland". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **58**: 1336-1346.
- Rowe, S. et R.L. Haedrich. 2001. "Streamer Tag Loss from American Lobsters". Transactions of the American Fisheries Society, **130**: 516-518.
- Rutherford, J.B., D.G. Wilder, H.C. Frick. 1967. "An economic appraisal of the Canadian lobster fishery". Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 187. 126 p.
- Sainte-Marie, B. et D. Chabot. 2002. "Ontogenetic shifts in natural diet during benthic stages of American lobster (*Homarus americanus*), off the Magdalen Islands". Fishery Bulletin, **100**: 106-116.
- SAS Institute Inc. 1989. SAS/STAT User's Guide, Version 6, 4^e éd., Volume 2, Cary, NC: SAS Institute. 846 p.

- Scarratt, D.J. 1975. "Observations on Lobsters and Scallops near Pictou, N.S". Canadian Fisheries and Marine Service Technical Report. 532. 6 p.+ annexes.
- Scarratt, D.J. 1980. "The food of lobster". p. 66-91. *In* Proceedings of the Workshop on the Relationship between Sea Urchin Grazing and Commercial Plant/Animal Harvesting. J. D. Pringle, G. J. Sharp et J. F. Caddy (éd.). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. **954**.
- Schafer, C.T. 1977. "Distribution and depositional history of sediments in Baie des Chaleurs, Gulf of St. Lawrence". Canadian journal of Earth Sciences, **14**: 593-605.
- Scherrer, B. 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin éd., Chicoutimi, Qc. xix+850 p.
- Scott, W.B., and M.G. Scott. 1988. Atlantic Fishes of Canada. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences. 219. 731 p.
- Siddon, C.E. et J.D. Witman. 2004. "Behavioral Indirect Interactions: Multiple Predator Effects And Prey Switching In The Rocky Subtidal". Ecology, **85**: 2938-2945.
- Sirois, J.P. 2003. Le Homard. MAPAQ, Direction des analyses et des politiques. 103 p.
- Skud, B.E. 1979. "Soak time and the catch per pot in an offshore fishery for lobsters (*Homarus americanus*)". Rapport des Procès-verbaux de la réunion du CIEM, **175**: 190-196.
- Smith, E.M. et P.T. Howell. 1987. "The effects of bottom trawling on American lobsters, *Homarus americanus*, in Long Island Sound". Fishery Bulletin, **85**: 737-744.
- Spanier, E., T.P. McKenzie, J.S. Cobb et M. Clancy. 1998. "Behavior of juvenile American lobsters, *Homarus americanus*, under predation risk". Marine Biology, **130**: 397-406.
- Spurr, E.W. 1978. An assessment of short term effects of otter trawling on large epibenthic invertebrates. Final Report to Dept. of Commerce, NOAA, NMFS, Comm. Fish. Res. Dev. Act., N.H. Proj. 3-248-R. 12 p.
- Stasko, A.B. 1980. "Tagging and lobster movements in Canada". p. 141-151. *In* Canada-US Workshop on status of assessment science for N.W. Atlantic lobster (*Homarus americanus*) stocks. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 932. vii+186 p.
- Steneck, R.S., R.A. Wahle, L.S. Incze et D.F. Belknap. 1991. "Patterns of distribution and abundance of lobsters in the Gulf of Maine: Ideas on the carrying capacity of their environment". Journal of Shellfish Research, **10**: 300.

- Stewart, P.L. et S.H. Arnold. 1994. "Besoins environnementaux et réactions aux activités humaines du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) dans l'est du Canada". Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 2005. ix+36 p.
- Stokesbury, K.D.E. et J.H. Himmelman. 1995. "Biological and physical variables associated with aggregations of the giant scallop *Placopecten magellanicus*". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **52**: 743-753.
- Stone, H.H. et G.V. Hurley. 1987. "Scallop behaviour/fishing gear interactions". Project report 123. Prepared for (Canada. Department of Fisheries and Oceans. Scotia-Fundy Region. Fisheries Development and Fishermen's Services Division). iii+85 p.
- Surette, A. 2004. Conflit entre les pêcheurs de hareng à engin mobile et à engin fixe dans le sud du golfe du St.-Laurent. Rapport soumis au Ministre des Pêches et des Océans, Fév. 2004. 79 p. [En ligne]. http://www.dfo-mpo.gc.ca/surette/index_f.htm
- Syvitski, J.P.M. 1992. "Marine Geology of Baie des Chaleurs". Géographie physique et quaternaire, **46**: 331-348.
- Talbot, P. et S. Helluy. 1995. "Reproduction and Embryonic Development". p. 177-216. *In* Biology of the Lobster *Homarus americanus*. J. R. Factor (éd.). San Diego, CA: Academic Press.
- Templeman, W. 1933a. "Local differences in the life history of the lobster (*Homarus americanus*) on the coast of the Maritime provinces of Canada". Thèse de doctorat (Ph.D.), University of Toronto. 140 p.
- Templeman, W. 1933b. "The effect of environmental conditions on the survival of lobster larvae". Manuscript reports of the biological stations. 183. Fisheries Research Board of Canada. 22 p.
- Templeman, W. 1934. "La pêche des homards de printemps, d'été et d'automne en la région méridionale du golfe Saint-Laurent". Bulletin of the Biological Board of Canada. 43. 13 p.
- Templeman, W. 1935. "Local differences in the body proportions of the Lobster, *Homarus americanus*". Journal of the Biological Board of Canada, 1: 213-226.
- Templeman, W. 1936a. "Local differences in the life history of lobster (*Homarus americanus*) on the coast of the maritime provinces of Canada". Journal of the Biological Board of Canada. 2: 41-88.
- Templeman, W. 1936b. "The influence of temperature, salinity and food conditions on the survival and growth of the larvae of the lobster (*Homarus americanus*)". Journal of the Biological Board of Canada, 2: 485-497.

- Templeman, W. 1937a. "Egg laying and hatching postures and habits of the American lobster (*Homarus americanus*). Journal of the Biological Board of Canada, **3**: 339-342.
- Templeman, W. 1937b. "Habits and distribution of larval lobsters (*Homarus americanus*)". Journal of the Biological Board of Canada, **3**: 343-347.
- Templeman, W. 1939. "Investigations into the life history of the lobster (*Homarus americanus*) on the west coast of Newfoundland, 1938". Research bulletin. 7. Newfoundland. Department. of Natural Resources. St. John's, Nfld. 52 p.
- Templeman, W. 1940a. "Embryonic developmental rates and egg-laying of canadian lobsters". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **5**: 71-83.
- Templeman, W. 1940b. "Lobster tagging on the west coast of Newfoundland, 1938". Research bulletin. 8. Newfoundland. Department. of Natural Resources. St. John's, Nfld. 16 p.
- Templeman, W. 1940c. "The life history of the lobster". Service bulletin. 15. Newfoundland. Department of Natural Resources. St. John's, Nfld. 42 p.
- Thomas, M.L.H. 1968. "Overwintering of American Lobsters, *Homarus americanus*, in Burrows in Bideford River, Prince Edward Island". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **25**: 2725-2727.
- Thomas, M.L.H. et G.N. White. 1969. "Mass mortality of estuarine fauna at Bideford, P.E.I. associated with abnormal low salinities". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **26**: 701-704.
- Thrush, S.F., J.E. Hewitt, V.J. Cummings et P.K. Dayton. 1995. "The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: What can be predicted from the results of experiments?" Marine Ecology Progress Series **129**: 141-150.
- Thrush, S.F., J.E. Hewitt, V.J. Cummings, P.K. Dayton, M. Cryer, S.J. Turner, G.A. Funnell, R.G. Budd, C.J. Milburn et M.R. Wilkinson. 1998. "Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: Impact at the scale of the fishery". Ecological Applications, **8**: 866-879.
- Thrush, S.F., J.E. Hewitt, G.A. Funnell, V.J. Cummings, J. Ellis, D. Schultz, D. Talley et A. Norkko. 2001. "Fishing disturbance and marine biodiversity: Role of habitat structure in simple soft-sediment systems". Marine Ecology Progress Series, **221**: 255-264.

- Tremblay, J. 2001. "Estimations de la capturabilité à partir de comparaisons entre les prises des casiers et la structure de la population observée lors de plongées". p. 53-55. *In* Symposium sur le Programme intégré sur le homard canadien et son environnement (PINHCE): Résumés et sommaire des travaux. M.J. Tremblay et B. Sainte-Marie (éd.). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 2328. 139 p.
- Tremblay, J.-L., L.P. Dugal et G. Roy. 1941. "La biologie du homard de la région de Grande-Rivière, Baie des Chaleurs". Contributions de la Station biologique du Saint-Laurent, P.Q., Canada. Extrait de : Le naturaliste canadien, **68** : 149-172.
- Tremblay, J.-L. et L. Lauzier. 1942. "Explication de minimums de température des eaux de surface à Grande Rivière, en juillet 1940". Annales de l'ACFAS, **8**: 76.
- Tremblay, M.J., M.D. Eagles et G.A.P. Black. 1998. "Movements of the lobster, *Homarus americanus*, off northeastern Cap Breton Island, with notes on lobster catchability". Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 2220. iv+32 p.
- Tremblay, M.J., S.J. Smith, D.A. Robichaud et P. Lawton. 2006. "The catchability of large American lobsters (*Homarus americanus*) from diving and trapping studies off Grand Manan Island, Canadian Maritimes". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **63**: 1925-1933.
- Trites, R.W. et K.F. Drinkwater. 1991. "The possible role of the surface circulation in the spread of PSP in the Western Gulf of St. Lawrence in 1988". p. 153-160. *In* Le golfe du Saint-Laurent: petit océan ou grand estuaire ? J.C. Therriault (éd.). Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques. 113. viii+359 p.
- Turner, S., S.F. Thrush, J.E. Hewitt, V.J. Cummings et G. Funnell. 1999. "Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure". Fisheries Management and Ecology, **6**: 401-420.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 504 p.
- Veale, L.O., A.S. Hill, S.J. Hawkins et A.R. Brand. 2000. "Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats". Marine Biology, **137**: 325-337.
- Veale, L.O., A.S. Hill, S.J. Hawkins et A.R. Brand. 2001. "Distribution and damage to the by-catch assemblages of the northern Irish Sea scallop dredge fisheries". Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, **81**: 85-96.

- Wahle, R.A. 1992. "Substratum constraints on body size and the behavioral scope of shelter use in the American lobster". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **159**: 59-75.
- Wahle, R.A. 1993. "Recruitment to American lobster populations along an estuarine gradient". Estuaries, **16**: 731-738.
- Wahle, R.A. et R.S. Steneck. 1991. "Recruitment habitats and nursery grounds of the American lobster *Homarus americanus*: A demographic bottleneck?" Marine Ecology Progress Series, **69**: 231-243.
- Wahle, R.A. et R.S. Steneck. 1992. "Habitat restrictions in early benthic life: Experiments on habitat selection and in situ predation with the American lobster". Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, **157**: 91-114.
- Walton, A., (éd.). 1980. Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sédiments marins et des matières draguées, Immersion de déchets en mer - rapport no 1. Direction de l'information et des publications scientifiques, Ministère des Pêches et des Océans. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. Ottawa. 77 p.
- Watling, L., R.H. Findlay, L.M. Mayer et D.F. Schick. 2001. "Impact of a scallop drag on the sediment chemistry, microbiota, and faunal assemblages of a shallow subtidal marine benthic community". Journal of Sea Research, **46**: 309-324.
- Watling, L. et E.A. Norse. 1998. "Disturbance of the Seabed by Mobile Fishing Gear: A Comparison to Forest Clearcutting". Conservation Biology, **12**: 1180-1197.
- Watson, W.H. III, A. Vetrovs et W.H. Howell. 1999. "Lobster movements in an estuary". Marine Biology, **134**: 65-75.
- Wentworth, C.K. 1922. "A scale of grade and class terms for clastic sediments". Journal of Geology, **30**: 377-392.
- Wharton, W.G. et K.H. Mann. 1981. "Relationship Between Destructive Grazing by the Sea Urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, and the Abundance of American Lobster, *Homarus americanus*, on the Atlantic Coast of Nova Scotia". Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **38**: 1339-1349.
- Wilder, D.G. 1963. "Movements, growth and survival of marked and tagged lobsters liberated in Egmont Bay, Prince Edward Island". Journal of Fisheries Research Board of Canada, **20**: 305-318.

ANNEXES

Annexe 1. Abondance et composition des captures effectuées lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.

Mois	Total	Sexe	Nombre	Taille**	Nombre et %	Rapport des sexes
2002						
Juillet	405	Mâles	204 (50,4%)	Prérecrues	385 (95,1%)	1,01 : 1
		Femelles	170 (42,0%)	Commerciaux	20 (4,9%)	
		Fem. oeuvées	31 (7,7%)			
Octobre	965	Mâles	590 (61,1%)	Prérecrues	479 (49,6%)	1,57 : 1
		Femelles	358 (37,1%)	Commerciaux	486 (50,4%)	
		Fem. oeuvées	17 (1,8%)			
2003						
Juillet*	159	Mâles	82 (51,6%)	Prérecrues	150 (94,3%)	1,06 : 1
		Femelles	67 (42,1%)	Commerciaux	9 (5,7%)	
		Fem. oeuvées	10 (6,3%)			
Août	204	Mâles	150 (73,5%)	Prérecrues	112 (54,9%)	2,78 : 1
		Femelles	51 (25,0%)	Commerciaux	92 (45,1%)	
		Fem. oeuvées	3 (1,5%)			
Septembre	457	Mâles	282 (61,7%)	Prérecrues	187 (40,9%)	1,61 : 1
		Femelles	175 (38,3%)	Commerciaux	270 (59,1%)	
		Fem. oeuvées	0			
Octobre	387	Mâles	237 (61,2%)	Prérecrues	204 (52,7%)	1,58 : 1
		Femelles	143 (37,0%)	Commerciaux	183 (47,3%)	
		Fem. oeuvées	7 (1,8%)			

* 33 stations échantillonnées sur 42 initialement prévues

** Taille commerciale en 2003 = 81 mm

Annexe 2. Rendements moyens totaux (homards par casier) obtenus, lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.

2002					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	3,19	2,19	0,44	0,00
	Erreur type	0,58	0,45	0,32	0,00
	Nb de stations	8	8	8	8
Octobre	Moyenne	1,13	3,92	4,03	2,97
	Erreur type	0,31	0,42	0,43	0,55
	Nb de stations	8	8	8	8
2003					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	3,24	0,11	0,02	0,00
	Erreur type	0,75	0,06	0,02	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Août	Moyenne	4,60	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,66	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Septembre	Moyenne	4,33	3,83	1,64	0,00
	Erreur type	0,30	0,56	0,83	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Octobre	Moyenne	2,69	2,14	1,55	1,10
	Erreur type	0,43	0,80	0,54	0,57
	Nb de stations	6	6	6	6

Annexe 3. Rendements moyens en individus de taille commerciale (≥ 81 mm) (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.

2002					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,17	0,13	0,00	0,00
	Erreur type	0,05	0,05	0,00	0,00
	Nb de stations	8	8	8	8
Octobre	Moyenne	0,47	1,75	2,16	1,72
	Erreur type	0,19	0,34	0,33	0,30
	Nb de stations	8	8	8	8
2003					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,21	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,09	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Août	Moyenne	1,98	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,38	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Septembre	Moyenne	2,10	2,67	0,93	0,00
	Erreur type	0,35	0,38	0,54	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Octobre	Moyenne	1,17	1,10	0,81	0,55
	Erreur type	0,21	0,36	0,23	0,31
	Nb de stations	6	6	6	6

Annexe 4. Rendements moyens en mâles de taille commerciale (≥ 81 mm) (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.

2002

Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,11	0,09	0,00	0,00
	Erreur type	0,04	0,05	0,00	0,00
	Nb de stations	8	8	8	8
Octobre	Moyenne	0,42	1,31	1,69	0,98
	Erreur type	0,17	0,27	0,24	0,17
	Nb de stations	8	8	8	8

2003

Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,17	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,09	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Août	Moyenne	1,64	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,34	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Septembre	Moyenne	1,55	1,79	0,67	0,00
	Erreur type	0,21	0,29	0,40	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Octobre	Moyenne	0,90	0,79	0,55	0,43
	Erreur type	0,16	0,28	0,17	0,23
	Nb de stations	6	6	6	6

Annexe 5. Rendements moyens en femelles de taille commerciale (≥ 81 mm) (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.

2002

Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,05	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,03	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	8	8	8	8
Octobre	Moyenne	0,05	0,41	0,45	0,70
	Erreur type	0,03	0,07	0,12	0,17
	Nb de stations	8	8	8	8

2003

Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,05	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,03	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Août	Moyenne	0,33	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,07	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Septembre	Moyenne	0,55	0,88	0,26	0,00
	Erreur type	0,15	0,14	0,16	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Octobre	Moyenne	0,26	0,31	0,26	0,12
	Erreur type	0,12	0,15	0,07	0,09
	Nb de stations	6	6	6	6

Annexe 6. Rendements moyens en femelles oeuvées (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.

2002					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,25	0,16	0,06	0,00
	Erreur type	0,07	0,04	0,03	0,00
	Nb de stations	8	8	8	8
Octobre	Moyenne	0,05	0,06	0,08	0,02
	Erreur type	0,02	0,02	0,05	0,02
	Nb de stations	8	8	8	8
2003					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	0,12	0,02	0,00	0,00
	Erreur type	0,07	0,02	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Août	Moyenne	0,07	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,05	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Septembre	Moyenne	0,00	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,00	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Octobre	Moyenne	0,07	0,02	0,00	0,00
	Erreur type	0,03	0,02	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6

Annexe 7. Rendements moyens en prérecrues (< 81 mm) (homards par casier) obtenus lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003.

2002					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	3,02	2,06	0,44	0,00
	Erreur type	0,55	0,42	0,32	0,00
	Nb de stations	8	8	8	8
Octobre	Moyenne	0,64	2,17	1,88	1,25
	Erreur type	0,19	0,15	0,19	0,34
	Nb de stations	8	8	8	8
2003					
Mois		Strates de profondeur (m)			
		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m
Juillet	Moyenne	3,02	0,11	0,02	0,00
	Erreur type	0,71	0,06	0,02	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Août	Moyenne	2,62	0,00	0,00	0,00
	Erreur type	0,37	0,00	0,00	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Septembre	Moyenne	2,24	1,17	0,71	0,00
	Erreur type	0,13	0,31	0,31	0,00
	Nb de stations	6	6	6	6
Octobre	Moyenne	1,52	1,05	0,74	0,55
	Erreur type	0,25	0,48	0,32	0,29
	Nb de stations	6	6	6	6

Annexe 8. Nombre et proportion de homards capturés dans chacune des strates de profondeur lors des campagnes de pêche expérimentale de 2002 et 2003

	0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m	Total
Juillet 2002	204 (50,4%)	116 (28,6%)	85 (21,0%)		405
Octobre 2002	165 (17,1%)	227 (23,5%)	281 (29,1%)	292 (30,3%)	965
Juillet 2003	153 (96,2%)	4 (2,5%)	2 (1,3%)		159
Août 2003	204 (100%)				204
Septembre 2003	206 (45,1%)	142 (31,1%)	109 (23,9%)		457
Octobre 2003	139 (35,9%)	89 (23,0%)	113 (29,2%)	46 (11,9%)	387

Annexe 9. Températures de fond enregistrées à l'aide d'un CTD aux différentes strates de profondeur échantillonnées.

Mois		Strates de profondeur (m)				
Périodes d'échantillonnage		0-10 m	10-18 m	18-27 m	27-40 m	Plus de 40 m
Juillet	Étendue	9,1 à 15,4	5,3 à 8,1	2,7 à 5,8	-0,2 à 3,4	-0,5 à 0,2
	Moyenne	13,1	6,4	4,3	1,3	-0,3
	Erreur type	0,8	0,4	0,4	0,5	0,0
	Nb de stations	7	6	8	7	14
Août	Étendue	7,0 à 15,1	2,9 à 5,2	1,5 à 5,2	1,1 à 1,5	0,3 à 1,2
	Moyenne	11,2	3,8	2,4	1,3	0,7
	Erreur type	1,1	0,3	0,5	0,1	0,1
	Nb de stations	7	6	8	6	15
Septembre	Étendue	10,6 à 13,6	9,8 à 12,0	5,1 à 10,9	2,8 à 4,3	0,4 à 3,4
	Moyenne	11,4	11,0	8,0	3,3	1,2
	Erreur type	0,5	0,4	0,7	0,2	0,2
	Nb de stations	6	6	8	6	15
Octobre	Étendue	7,0 à 7,8	5,9 à 7,4	6,1 à 7,4	3,5 à 6,1	1,7 à 5,8
	Moyenne	7,5	6,4	6,5	5,5	2,6
	Erreur type	0,1	0,2	0,2	0,4	0,3
	Nb de stations	7	6	8	6	15

Annexe 10. Principales espèces observées sur les photographies pour chacune des strates de profondeur échantillonnées dans le secteur de Saint-Godefroi.

	0-10 m	10-18 m	18-27 m
Algues	<i>Agarum cribosum</i> <i>Lithothamnium</i> sp. ou <i>Phymatolithon</i> sp. Rhodophytes spp.	<i>Agarum cribosum</i> <i>Lithothamnium</i> sp. ou <i>Phymatolithon</i> sp. Rhodophytes spp.	<i>Laminaria</i> sp. <i>Lithothamnium</i> sp. ou <i>Phymatolithon</i> sp.
Invertébrés	<i>Asterias vulgaris</i> Bryozoaires spp. <i>Cancer irroratus</i> Éponge sp. <i>Henricia sanguinolenta</i> Hydrozoaires spp. <i>Modiolus modiolus</i> Ophiures spp. <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	<i>Asterias vulgaris</i> Bryozoaires spp. <i>Cancer irroratus</i> <i>Echinarachnius parma</i> Éponge sp. <i>Henricia sanguinolenta</i> Hydrozoaires spp. <i>Metridium senile</i> <i>Modiolus modiolus</i> Ophiures spp.	<i>Asterias vulgaris</i> Bryozoaires spp. <i>Cancer irroratus</i> <i>Echinarachnius parma</i> Éponge sp. Hydrozoaires spp. <i>Metridium senile</i> Ophiures spp. <i>Placopecten magellanicus</i> <i>Stomphia coccinea</i> et/ou <i>Tealia felina</i>
	27-40 m	Plus de 40 m	
Invertébrés	Bryozoaires spp. <i>Cancer irroratus</i> Éponge sp. Hydrozoaires spp. <i>Leptasterias polaris</i> <i>Metridium senile</i> Ophiures spp. <i>Pagurus</i> sp. <i>Pandalus montagui</i> <i>Stomphia coccinea</i> et/ou <i>Tealia felina</i> <i>Strongylocentrotus pallidus</i>	Bryozoaires spp. Éponge sp. Hydrozoaires spp. Ophiures spp. <i>Pandalus montagui</i> <i>Solaster endecia</i> <i>Stomphia coccinea</i> et/ou <i>Tealia felina</i> <i>Strongylocentrotus pallidus</i>	
Vertébrés		Poisson sp.	

Annexe 11. Composantes de l'habitat benthique conservées aux fins des analyses multivariées. A. Sédiments superficiels et B. Communautés spécifiques

A.

Espèces	
Algues	<i>Agarum cribosum</i>
	Algues filamenteuses spp. (rouges surtout)
	Anémones (<i>Metridium senile</i> , <i>Stomphia coccinea</i> et/ou <i>Tealia felina</i>)
	<i>Laminaria</i> sp.
	<i>Lithothamnium</i> sp. ou <i>Phymatolithon</i> sp.
Invertébrés	Rhodophytes spp.
	<i>Asterias vulgaris</i>
	Bryozoaires spp.
	<i>Bugula territa</i>
	<i>Echinarachnius parma</i>
	Éponges spp.
	Hydrozoaires spp.
	<i>Modiolus modiolus</i>
	<i>Pandalus montagui</i>
	<i>Placopecten magellanicus</i>
	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>

B.

Classes et types de sédiments	
Surface	Carapaces, coquilles ou fragments
	Sable
	Granules
	Cailloux
	Galets
	Rochers
Second étage	Sable 2e étage
	Gravier 2e étage
	Sable ou gravier 2e étage