

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES	ix
1. INTRODUCTION.....	1
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	7
2.1 Présentation de l'aire d'étude	7
2.2 Source des données.....	11
2.3 Analyse de la structure des communautés.....	15
2.4 Analyse de la diversité spécifique	16
2.4.1 Indices de diversité.....	16
2.4.2 Courbes de K-dominance	19
3. RÉSULTATS	20
3.1 Structure des communautés.....	20
3.2 Variation temporelles de la structure des communautés	27
3.2.1 Variations temporelles de la structure à l'échelle du nord du golfe Saint-Laurent.....	27
3.2.2 Variation temporelle de la structure à l'échelle des communautés d'eau profonde et côtière.....	32
3.3 Indices de diversité spécifique.....	42
3.3.1 Indices de diversité à l'échelle du nord du golfe.....	42

3.3.2. Indices de diversité à l'échelle des communautés.....	46
3.4 Courbes de K-dominance.....	50
4. DISCUSSION.....	53
4.1 Structure des communautés.....	53
4.2 Analyse de la diversité spécifique.....	57
5. CONCLUSION.....	62
RÉFÉRENCES.....	64
ANNEXES.....	73
Annexe 1. Liste d'espèces et groupes d'espèces du nord du golfe du Saint –Laurent considérées dans les analyses. T : Espèce exploitée, N : Espèce non-exploitée.	73
Annexe 2. Espèces démersales les plus abondantes en fonction de leur rang dans le nord du golfe du Saint-Laurent.....	75

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Tableau récapitulatif du nombre d'espèces répertoriées, du nombre de strates échantillonnées et du nombre de traits de chalut effectués.	12
Tableau 2. Contributions en pourcentage (> 2 %) des espèces à la similarité moyenne des communautés, identifiées avec l'analyse SIMPER.....	23
Tableau 3. Contributions en pourcentage (> 2 %) des espèces à la similarité moyenne des groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.....	29
Tableau 4. Contributions en pourcentage (> 2 %) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.....	31
Tableau 5. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la similarité moyenne des groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER à l'échelle de la communauté d'eau profonde.....	34
Tableau 6. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes d'années (communauté profonde), identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.....	36
Tableau 7. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la similarité moyenne des groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER à l'échelle de la communauté côtière.	39

Tableau 8. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.....	41
Tableau 9. Résultats récapitulatifs des analyses de variance à deux facteurs calculées en termes d'abondance (nombre) des espèces.	45
Tableau 10. Résultats récapitulatifs des analyses de variance à deux facteurs calculées en termes de biomasse des espèces.	45

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Divisions de l'OPANO du golfe du Saint Laurent et lieux géographiques mentionnés dans le texte.....	8
Figure 2. Circulation générale dans le golfe du Saint-laurent	10
Figure3. Schéma de la stratification (n° de strate) utilisée pour les missions de recherche sur les poissons de fond et la crevette nordique dans le nord du golfe du Saint-Laurent.....	14
Figure 4. Structure spatiale des peuplements de poissons démersaux du nord du golfe du Saint-Laurent. a : analyse hiérarchique ascendante, basée sur la méthode d'agglomération à lien complet ; b : méthode de positionnement multidimensionnel (MDS). Le groupe A est constitué par les strates peu profondes ; le groupe B correspond aux strates situées dans les chenaux profond.....	21
Figure5. Dendrogramme de classification et ordination (MDS) des 20 premières espèces les plus abondantes dans le nord du golfe du Saint-Laurent. I : Espèces côtières, II : espèce ubiquistes et III : espèces de profondeur. Les codes des espèces sont donnés dans l'annexe 2.....	25
Figure 6. Rapport de la biomasse sur l'abondance des espèces communes entre les deux communautés côtière et d'eau profonde.....	26

Figure 7. Structure temporelle à l'échelle du nord du golfe du Saint-Laurent analysé à l'aide des méthodes de groupement et d'ordination (MDS). (G ₁) 1990-1992; (G ₂) 1993-1995; (G ₃) 1996-2003.....	28
Figure 8. Structure temporelle à l'échelle de la communauté d'eau profonde analysé à l'aide des méthodes de groupement et d'ordination (MDS). (P1) 1990-1992; (P2) 1993-1995; (P3)1996-2003.....	33
Figure 9. Structure temporelle à l'échelle de la communauté Côtière analysée à l'aide des méthodes de groupement et d'ordination (MDS). (C ₁) 1990-1991; (C ₂) 1997-2003; (C ₃)1992-1996; (C ₄)1993-2002.....	38
Figure10. Variations temporelles des indices de diversité spécifique de Shannon et Weaver (H') et de Hill (N1,N2) des poissons démersaux sur l'ensemble du nord du golfe du Saint-Laurent, les indices sont calculés sur la base des abondances (à gauche) et sur la base des biomasses (à droite) (indice moyen ± erreur type).....	44
Figure 11. Variations temporelles des indices de diversité spécifique de Shannon & Weaver (H') et de Hill (N1, N2) des poissons démersaux de la communauté d'eau profonde du nord du golfe du Saint-Laurent. Les indices sont calculés sur la base des abondances (à gauche) et sur la base des biomasses (à droite) (indice moyen ± erreur Type).	47

Figure12. Variations temporelles des indices de diversité spécifique de Shannon & Weaver (H') et de Hill ($N1, N2$) des poissons démersaux de la communauté côtière du nord du golfe du Saint-Laurent Les indices sont calculés sur la base des abondances (à gauche) et sur la base des biomasses (à droite) (indice moyen \pm erreur type).	48
Figure13. Variabilité inter-strates de l'indice de Shannon & Weaver dans la communauté côtière (A) et la communauté d'eau profonde (B) dans le nord du Golfe du Saint-Laurent (H' moyen \pm écart-type).....	49
Figure 14. Courbes de K -dominance moyennes basées sur l'abondance et la biomasse des poissons démersaux, à l'échelle du nord du golfe du Saint-Laurent.	51
Figure15. Courbes de K -dominance à l'échelle des deux communautés du nord du golfe Saint-Laurent. A : échelle de la communauté d'eau profonde, B : échelle de la communauté côtière (Les années 1993 et 2002 sont exclues dans les calculs pour la communauté côtière).	52
Figure16. Évolution de la température moyenne de l'eau au fond pour les régions côtières et profondes lors des relevés scientifiques de chalutage.	56
Figure17. Figure de synthèse des variations temporelles de l'indice de diversité spécifique de Shannon et Weaver (H') des poissons démersaux sur l'ensemble du nord du golfe du Saint-Laurent, l'indice calculé sur la base des abondances (a) et sur la base des biomasses (b).avec le Total Admissible de Capture de morue (TAC) en tonnes, et les mesures de gestion.....	61

1. INTRODUCTION

Il y a actuellement une prise de conscience de plus en plus large du rôle que joue pour les hommes l'environnement marin et de l'impérieuse obligation de préserver son équilibre et de conserver ses richesses. Devant cette obligation (Convention sur la diversité biologique, 1992), une gestion écosystémique de cet environnement devient nécessaire (Koslow *et al.*, 1988; Jennings & Polunin, 1996; Lobry *et al.*, 2003).

La pêche est l'une des principales causes affectant le milieu océanique. D'une part, la pêche modifie les caractéristiques biologiques et dynamiques des espèces exploitées. On note, par exemple, une diminution des biomasses, des changements dans la densité et la répartition spatiale, une diminution de la taille moyenne des individus ou une diminution de l'âge à la première maturité sexuelle. D'autre part, la pêche affecte indirectement la structure des communautés et le fonctionnement général des écosystèmes (Jennings & Kaiser, 1998; Blaber *et al.*, 2000; Shears & Babcock, 2003; Gray *et al.*, 2005). L'Organisation des Nations-Unies pour l'Agriculture et l'Alimentation (FAO) constate que le tiers des ressources halieutiques mondiales est surexploité (Christie, 1993; FAO, 2002). On constate même l'effondrement de plusieurs stocks (Myers & Worm, 2003; Worm *et al.*, 2006). Le Canada ne fait pas exception à cette situation critique. À partir des années 1970, on note un déclin des poissons de fond en général (Zwanenburg, 2000). Le cas le plus flagrant est celui des stocks de morue franche *Gadus morhua* des eaux atlantiques canadiennes (Myers *et al.*, 1996) qui ont connu une série de moratoires à partir de 1992 et qui, malgré une réduction considérable des captures ne montrent aucun signe notable de récupération.

Si l'impact d'un important effort de pêche sur les ressources exploitées apparaît évident, la diminution de la biodiversité, quoique moins visible, s'avère aussi être une conséquence importante de la surexploitation de l'ensemble de l'écosystème marin. Ce n'est que récemment que cet effet a reçu une attention particulière. La protection de la biodiversité a été à l'ordre du jour du Sommet de la Terre de Rio-de-Janeiro en 1992 et s'est reflétée dans la Convention des Nations-Unies sur la biodiversité. Selon cette Convention, la biodiversité désigne « la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont il fait partie. Cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

Le terme « biodiversité » désigne toute la variété du vivant et cette expression recouvre une réalité complexe en la limitant aux trois niveaux d'étude suivants (Vecchione *et al.*, 2000):

- 1- La diversité génétique qui regroupe l'ensemble des variations génétiques chez une population d'une espèce donnée;
- 2- La diversité spécifique ou interspécifique, soit la variété des espèces;
- 3- La diversité des écosystèmes qui est la synthèse des processus d'auto-assemblage des systèmes complexes d'une région donnée.

Plusieurs études montrent la perte de la diversité dans le milieu marin découlant de l'exploitation des ressources halieutiques. À la suite de l'intensification des activités de pêche ces dernières décennies, les changements de la structure trophique (diminution des espèces de grande taille à grande longévité remplacées par des espèces de plus petite taille à courte longévité) des communautés de poisson démersaux ont été documentés (Pauly, 1979; Pauly *et al.*, 1998; Dään *et al.*, 2005; Piet & Jennings, 2005; Shin *et al.*, 2005). Les changements de

taille, de l'abondance ainsi que de biomasses ont été décrits notamment par Sharp et Csirke (1984), Greenstreet & Hall (1996), Haedrich & Barnes (1997), Sainsbury *et al.* (1997).

Dans le golfe de Thaïlande, des changements étendus de la communauté de poisson démersale ont été liés à l'expansion rapide de la pêche au chalut après 1960 (Pauly & Dalzell 1989; Christensen, 1998). Dans une autre étude, Pauly *et al.* (1998) ont observé que les niveaux supérieurs de la structure trophique des ressources halieutiques mondiales tendaient à disparaître, et que les niveaux trophiques moyens des débarquements diminuaient d'année en année.

La modification des structures de taille dans les systèmes exploités a particulièrement été explorée. Hutchings & Myers (1994) notent que la surexploitation a non seulement provoqué le déclin de la morue (*Gadus morhua*) de Terre-Neuve et du Labrador, mais a aussi entraîné un changement dans la structure de taille (disparition des grands individus) ainsi qu'une diminution du poids moyen des géniteurs. Zwanenburg (2000) a observé que le poids moyen des espèces démersales exploitées en Nouvelle-Écosse a dramatiquement chuté, de 51% sur la côte est et de 41 % sur la côte ouest. En outre, on note dans ces deux régions une réduction dans la structure de taille des espèces. Des effets similaires de la pêche ont aussi été démontrés en Australie (Sainsbury *et al.*, 1998), en mer du Nord (Svedäng, 2003) et en mer de Chine (Jin, 2003; Xu & Jin, 2005). À la suite de l'analyse des données recueillies dans différentes régions du monde, Bianchi *et al.* (2000) ont mis en évidence la relation entre l'activité de la pêche, la disparition des poissons de grande taille et la diminution de la diversité spécifique. Le même constat a été fait en mer du Nord par Greenstreet & Hall (1996), Greenstreet *et al.* (1999) et Svedäng (2003).

La grande majorité des travaux traitant de la biodiversité marine par rapport aux espèces pêchées est essentiellement fondée sur l'étude des structures de taille et de poids. Peu de travaux ont analysé la diversité biologique interspécifique. Par ailleurs, l'effet de la pêche sur les espèces non exploitées a été très peu étudié (Jennings *et al.*, 2000).

Au Canada, depuis les dernières décennies, l'état des ressources halieutiques est suivi à l'aide de relevés de chalutage scientifique. Cependant, l'état de santé de l'écosystème reste peu connu. La connaissance de cet état de santé prend de l'importance puisque les nouveaux principes de gestion développés par le ministère des pêches et des Océans (MPO) impliquent « une gestion orientée vers l'écosystème », conformément à « l'approche de précaution », incluse dans la Loi sur les océans du Canada (<http://lois.justice.gc.ca>, 1996).

L'analyse de la diversité spécifique fait généralement appel à des indices classiques issus essentiellement de l'écologie théorique, comme l'indice de Shannon & Weaver (1948) ou l'indice de Hill (1973). Ces indicateurs simples sont le plus souvent utilisés en écologie terrestre et en phytosociologie ainsi qu'en écologie aquatique (Frontier, 1983; Collignon, 1991; Barbault, 1992). L'intérêt de ces indices est de permettre des comparaisons globales de peuplements différents ou de l'état d'un même peuplement saisi à des moments différents, en faisant référence ou non à un cadre spatio-temporel concret. Ces indices correspondent à une mesure de la composition en espèces d'un écosystème, en termes de nombre et de leur abondance relative (Barbault, 1992; Legendre & Legendre, 1998). Toutefois, le caractère synthétique de ces indices peut s'avérer être un handicap dans la mesure où ils masquent une grande partie de l'information.

Le golfe du Saint-Laurent est un écosystème historiquement très exploité. Entre les années 1960 et le milieu des années 1980, on a noté une augmentation de l'effort de pêche exercé sur les stocks halieutiques. Les débarquements des 52 pêcheries du golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST de l'O.P.A.N.O) au cours de cette période témoignent de la forte activité de pêche dans cette mer intérieure. En effet, les captures de poissons démersaux enregistrées ont alors oscillé entre 150 000 et 280 000 tonnes. Dans le nord du golfe, les débarquements de morue ont culminé à 106 000 tonnes, en 1983, et ceux du sébaste (*Sebastes* spp.) à 78 000 tonnes en 1992. Cette période a été suivie d'un choc brutal, puisque le stock de morue du nord du golfe a été fermé à la pêche dirigée en 1994 et celui du sébaste de l'unité 1 du golfe Saint-Laurent en 1995. D'autres espèces ont connu des diminutions d'effectif importantes. La situation est devenue très préoccupante et le Comité pour les espèces en péril au Canada (COSEPAC 2005) à recommander de classer le Loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*), le Loup tacheté (*Anarhichas minor*) et la population de morue du nord du golfe du Saint-Laurent comme espèces menacées.

Diverses hypothèses ont été proposées afin d'expliquer cette baisse d'effectif, incluant la surexploitation (Myers *et al.*, 1996; Walters & Maguire, 1996; Sinclair & Murawski, 1997), des conditions environnementales défavorables (Dutil *et al.*, 1998), les erreurs d'évaluation des stocks et des mauvaises pratiques de pêches (Walters & Maguire, 1996). Les pêcheries du golfe du Saint-Laurent ont connu des changements notables au cours des quatre dernières décennies. Les populations exploitées ont connu de profondes modifications, avec une diminution des niveaux trophiques moyens dans les débarquements, de la taille à la maturité sexuelle et de la taille moyenne des individus (Fréchet, 2005). Des changements importants dans les pratiques de pêche se sont produits au cours des années 1990. L'introduction de la

grille séparatrice « Nordmore » dans la pêche à la Crevette nordique (*Pandalus borealis*) a considérablement réduit les prises accidentelles de poissons juvéniles. Jusqu'en 1994 (année de l'instauration du moratoire sur la pêche dirigée), la pêche à la morue était essentiellement une pêche hivernale au chalut. Après la réouverture de la pêche dirigée, en 1997, l'activité halieutique est exclusivement effectuée par des engins fixes (palangres et filets maillant) durant l'été.

Compte tenu de cette évolution de la pêche, le golfe du Saint-Laurent paraît un modèle intéressant pour en analyser l'effet sur l'écosystème. Dans ce contexte, nous allons essayer de déterminer l'évolution de la diversité biologique interspécifique dans le nord du golfe du Saint-Laurent pour la période comprise entre 1990 et 2003. Ce travail repose sur les données des relevés scientifiques de chalutage de fond du MPO et s'intéresse aux espèces de poissons démersaux.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Présentation de l'aire d'étude

Le golfe du Saint-Laurent, situé dans l'Atlantique du nord-ouest, représente une « mer intérieure ». L'île de Terre-Neuve le sépare de l'océan Atlantique avec lequel il communique, au nord, par le détroit de Belle-Isle et, au sud-est, par le détroit de Cabot (Fig. 1). Selon ses caractéristiques physiques et topographiques, il peut être divisé en trois grandes zones du nord au sud (Bugden, 1991; De Lafontaines *et al.*, 1991; Koutitonsky & Bugden, 1991):

- 1- Le plateau de la Côte-Nord, qui est caractérisé par une faible profondeur et un important relief;
- 2- Le chenal Laurentien, qui s'étend du détroit de Cabot jusqu'à l'embouchure du Saguenay, et qui atteint 500 m de profondeur par endroits. Le chenal Esquiman relie le chenal Laurentien au détroit de Belle-Isle, et sa profondeur moyenne est d'environ 200 m;
- 3- Le plateau des îles de la Madeleine se situe au sud-ouest du golfe du Saint-Laurent, et il est caractérisé par une profondeur moyenne de 60 mètres.

La circulation estuarienne et cyclonique du golfe est régie par l'écoulement des eaux douces provenant du fleuve Saint-Laurent et de ses affluents en amont et par l'entrée d'eau profonde salée d'origine atlantique *via* le chenal Laurentien en aval, tandis que des eaux provenant du Labrador et de Terre-Neuve pénètrent en profondeur *via* le détroit de Belle-Isle (Bugden, 1991; Koutitonsky & Bugden, 1991; Saucier *et al.*, 2003)

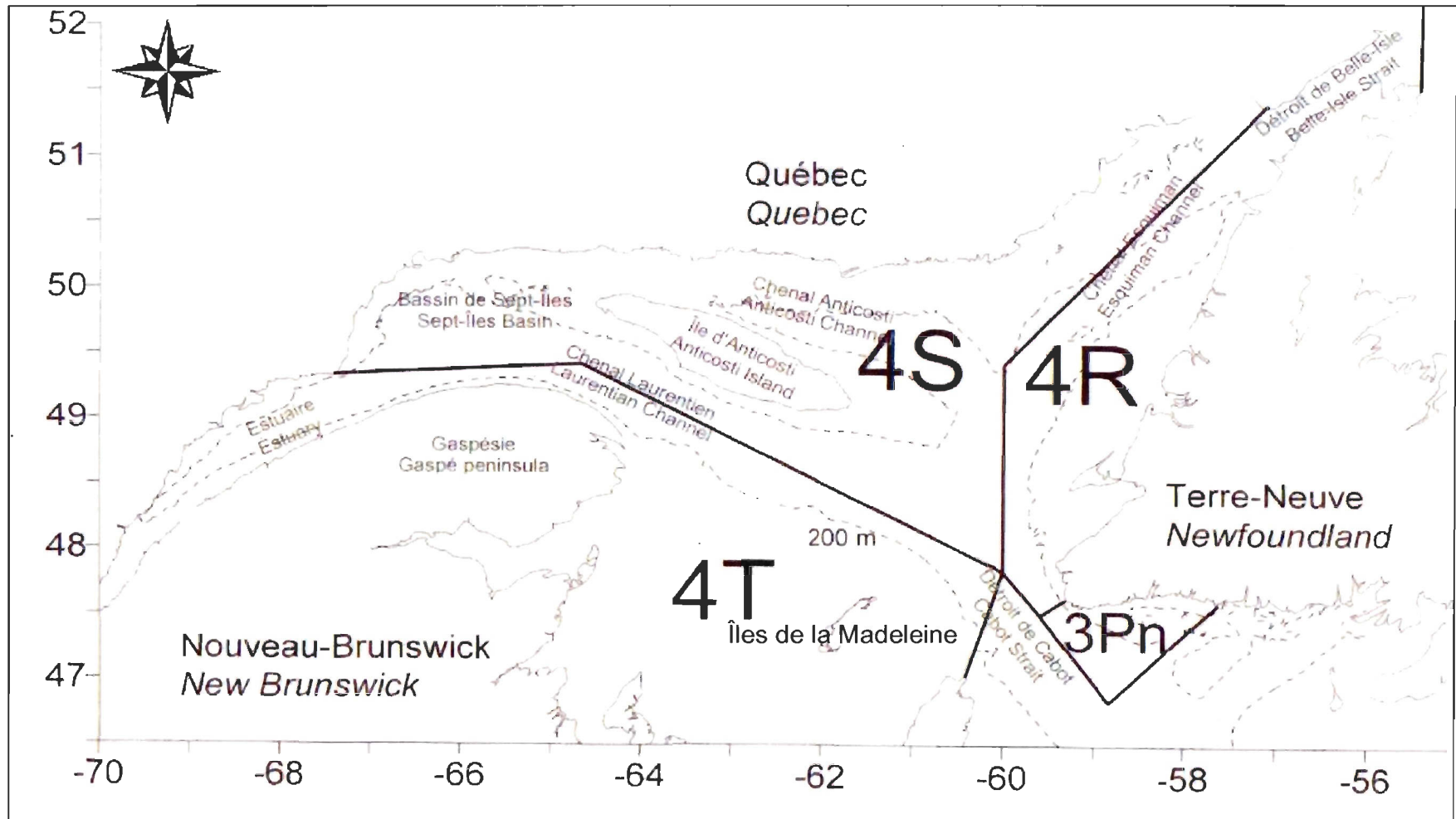


Fig. 1. Divisions de l'OPANO du golfe du Saint Laurent et lieux géographiques mentionnés dans le texte. (Source : Bourdages *et al.*, 2004).

La circulation générale à la surface du golfe se caractérise par les entrées du courant du Labrador par les détroits de Belle-Isle, au nord, et de Cabot, le long de la côte de Terre-Neuve, au sud, et la sortie du courant de Gaspé à partir du plateau madelinien, au sud du golfe. Cette circulation induit la formation des gyres à l'ouest de l'île Anticosti et dans le sud-ouest du golfe du Saint-laurent (Fig.2).

La colonne d'eau du golfe est constituée de trois masses d'eau distinctes. Les eaux profondes atlantiques, relativement stables, se situent dans le fond des chenaux et ont une salinité proche de 34 et des températures variant entre 4 °C et 6 °C. Les eaux de la couche intermédiaire froide (CIF) se distinguent par des minimums de température (-1° à -2°C) et par une salinité comprise entre 32 et 33 (Koutitonsky & Bugden, 1991; Saucier *et al.*, 2003). Les eaux de surface, dont l'épaisseur peut atteindre 40 m, présentent de grandes variations saisonnières de température et de salinité. Cette couche de surface se forme au printemps et disparaît généralement durant l'hiver. Les basses températures et l'épaisseur de la CIF, qui varie entre 150 et 200 m, peuvent constituer une barrière à la migration de plusieurs espèces de poissons, notamment des morues adultes (Conseil pour la conservation des ressources halieutiques, 1997).

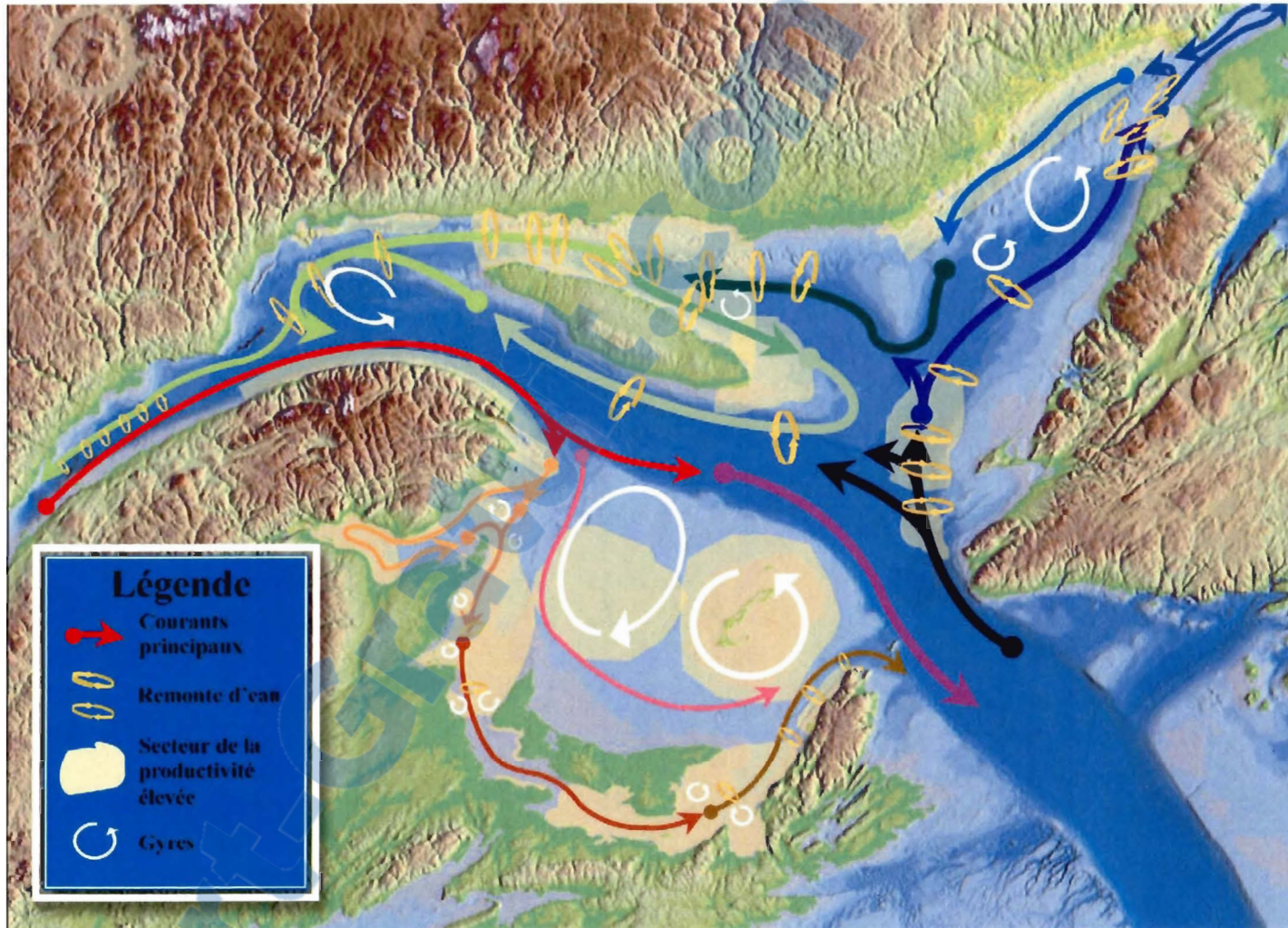


Fig. 2. Circulation générale dans le golfe du Saint-laurent (source : Rapport de la Commission géologique du Canada, 2004. www.glf.dfo-mpo.gc.ca/sci-sci/goslim-gigs1/s-2-f.jsp)

2.2 Source des données

De 1990 à 2003, le ministère des Pêches et des Océans (MPO) a réalisé des relevés scientifiques de chalutage de fond pour les poissons démersaux et la crevette nordique, au cours du mois d'août dans le nord du golfe du Saint-Laurent sur le NGCC Alfred Needler. L'ensemble des divisions de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO), 4RS et une partie de 4T (pour les strates de profondeur supérieure à 180 m) y ont été couvertes. La stratégie d'échantillonnage utilisée consistait en un échantillonnage aléatoire stratifié selon des strates de profondeur prédéterminées (Fig. 3). La répartition des stations (traits de chalut) au sein des strates a été réalisée selon une allocation optimale avec contrainte pour assurer ainsi la couverture complète de l'aire de l'étude selon la méthode décrite par Gagnon (1991). L'engin de pêche utilisé était un chalut de fond à crevettes à grande ouverture verticale (G.O.V.) de type URI. Le maillage du cul était de 44 mm et il était doublé intérieurement par un maillage de 19 mm. La durée des traits était normalisée à 24 min. Les traits dont la durée était inférieure à 15 min ont été considérés comme non valides et n'ont pas été considérés dans les analyses.

La présente étude couvre la période de 1990 à 2003. Le nombre de strates échantillonnées a varié de 44 à 50 pour un nombre de traits de chalut fluctuant entre 163 et 238 (Tableau 1).

Tableau 1. Tableau récapitulatif du nombre d'espèces répertoriées, du nombre de strates échantillonnées et du nombre de traits de chalut effectués.

Années	Espèces répertoriées	Strates échantillonnées	Nb de trait effectué
1990	50	44	191
1991	51	48	238
1992	50	50	228
1993	42	50	206
1994	63	48	169
1995	62	49	177
1996	57	48	217
1997	56	48	185
1998	56	50	204
1999	56	49	222
2000	66	49	209
2001	56	50	177
2002	62	48	167
2003	66	50	163
1990-2003	117	-	-

Les relevés visaient à obtenir des estimations de l'abondance (en nombre) et de la biomasse de quatre espèces principales (Morue, Flétan noir, Sébaste et Crevette), mais toutes les espèces récoltées étaient dénombrées et pesées. Toutefois, la qualité de l'identification à l'espèce des poissons non commerciaux a fluctué d'année en année. Pour éviter les biais causés par cette identification, comme une fausse variation du nombre d'espèces rencontrées, des regroupements ont été effectués selon l'identification la moins précise de l'ensemble des relevés. La base de données utilisée dans ce travail a été rapportée à 70 espèces ou groupes d'espèces, à partir des 117 espèces recensées dans l'ensemble des traits de chalut (Annexe 1). Pour l'analyse de la structure des communautés, on a retenu les 20 espèces les plus abondantes pour chacun des ensembles bathymétriques (moins de 200 m et plus de 200 m), ce qui

correspond à une trentaine d'espèces au total, qui représentent 97,8 % de la biomasse échantillonnée au cours de la période de prélèvement (1990 à 2003) (Annexe 2).

Afin de limiter les variations à petite échelle (effet aléatoire local), l'unité d'échantillonnage est la strate. Les données de tous les traits de chalut effectués dans une même strate sont regroupées en une seule série d'abondance et de biomasse, considérée dans la présente étude comme représentative d'un échantillon du peuplement.

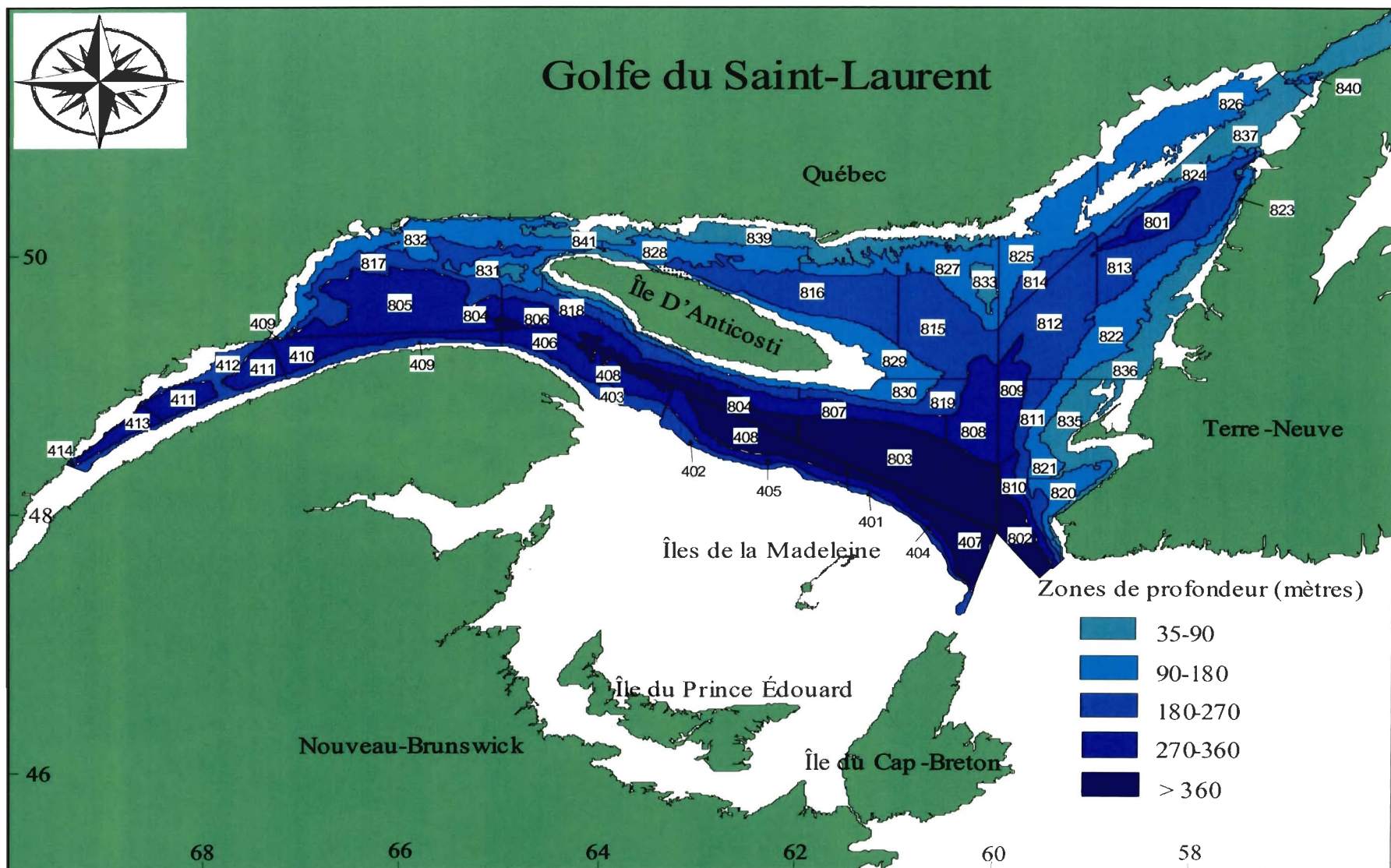


Fig.3. Schéma de la stratification (n° de strate) utilisée pour les missions de recherche sur les poissons de fond et la crevette nordique dans le nord du golfe du Saint-Laurent (Adapté de Morin *et al.*, 1999).

2.3 Analyse de la structure des communautés

La structure des communautés a été examinée au moyen d'analyses multivariées fondées sur une matrice de similarité. L'analyse de similarité donne un aperçu des relations de ressemblance entre les échantillons en termes d'abondance ou de biomasse des espèces (Clarke & Green, 1988). Le coefficient de Bray & Curtis (1957), qui est couramment utilisé en écologie benthique (Clarke et Warwick, 2001), a été employé. La similarité des peuplements du golfe a été vérifiée avec l'analyse de similarité multivariée (ANOSIM). La contribution de chaque espèce dans l'assemblage des communautés et dans chaque groupe d'années a été évaluée à l'aide de l'analyse SIMPER (Clarke, 1993; Clarke & Warwick, 2001).

Dans un premier temps, on a cherché à décrire la structure des assemblages d'espèces entre les strates échantillonnées dans l'ensemble du nord du golfe en regroupant toutes les années (1990-2003) en une année moyenne. Dans un deuxième temps, on a vérifié si cette structure a été modifiée dans le temps en analysant les différences entre les années. Deux méthodes ont été utilisées. On a effectué, d'une part, une analyse hiérarchique ascendante à lien complet. Les résultats de cette analyse sont illustrés sous forme de dendrogrammes. Les espèces qui contribuent le plus à la similarité entre strates et entre les années sont alors repérées (Clarke & Warwick, 2001). D'autre part, la méthode de positionnement multidimensionnel (« Multi Dimensional Scaling », MDS) a été utilisée, à partir des mêmes matrices de similarité. Le MDS permet la représentation bidimensionnelle des différentes strates et années. Plus deux échantillons se ressemblent en termes d'abondance ou de biomasse, plus ils sont proches l'un de l'autre sur la représentation graphique (Gray *et al.*, 1988). Le critère qui permet de savoir si la représentation est fidèle ou non est le « Stress de Kruskal ». En général, une valeur de coefficient de stress inférieure à 0,1 signifie une bonne

représentation (Field *et al.*, 1982). Ces deux méthodes de groupement et positionnement multidimensionnel préservent l'identité des espèces et sont généralement considérées comme plus sensibles pour la détection des patrons changeants dans les communautés (Gray *et al.*, 1990; Clarke & Warwick, 2001). Il arrive parfois, que les échantillons contiennent des individus qui diffèrent beaucoup quant à leur taille ou leur comportement dans le milieu, comme observé dans la présente étude. Il a donc été jugé préférable d'effectuer les calculs, non plus à partir des nombres d'individus (abondance), mais à partir des biomasses des espèces (Legendre & Legendre, 1998). Les données ont été transformées en racine carrée pour atténuer les effets des espèces plus abondantes. Toutes les analyses multivariées, groupement, MDS, SIMPER et ANOSIM ont été réalisées avec le logiciel «PRIMER v5» (Clarke & Gorley, 2001; Clarke & Warwick, 2001).

2.4 Analyse de la diversité spécifique

2.4.1 Indices de diversité

Trois mesures univariées classiques en écologie ont été utilisées ici pour mettre en évidence l'homogénéité ou l'hétérogénéité des peuplements : l'indice de diversité H' de Shannon & Weaver (1948), et les indices $N1$ et $N2$ de Hill (1973). Les indices calculés à partir des abondances et des biomasses des espèces, pour chacune des strates et par année, ont été pondérés par la surface des strates. La diversité spécifique est une mesure de la composition en espèces d'un écosystème, en termes de nombre d'espèces et de leur abondance relative (Legendre & Legendre, 1998). Les variations de mesures d'indices de diversité relatifs à des échantillons provenant d'un même prélèvement et échelonnés dans le temps permettent de suivre les modifications de la structure de la communauté et de caractériser globalement son

évolution durant une période donnée. L'indice de Shannon & Weaver, basé sur la théorie de l'information, est l'indice le plus souvent utilisé en écologie (Frontier, 1983; Gray *et al.*, 1990; Collignon, 1991; Barbeault, 1992) puisqu'il considère à la fois l'abondance et la richesse spécifique. Il représente la quantité moyenne d'information apportée par un échantillon sur la structure du peuplement d'où provient cet échantillon et sur la façon dont les individus y sont répartis entre diverses espèces (Daget, 1979).

Cette quantité d'information s'exprime selon la formule suivante :

$$(1) \quad H' = - \sum_{i=1}^n P_i \text{Log}_2(P_i)$$

Où n est le nombre d'espèces;

P_i est la proportion de l'abondance de l'espèce i dans l'ensemble de l'échantillon.

Le logarithme étant en base 2, l'indice H' est exprimé en bits par individu (Pielou, 1977).

Les indices de diversité de Hill ($N1$, $N2$), ont été choisis par plusieurs auteurs pour leur complémentarité (Greenstreet & Hall, 1996; Blanchar, 2001; Colloca *et al.*, 2003). L'indice $N1$ est l'exponentielle de l'indice de Shannon & Weaver et $N2$ est l'inverse de l'indice de Simpson.

Ces deux indices s'expriment selon les équations suivantes :

$$(2) \quad N1 = \exp\left(- \sum_{i=1}^n P_i \text{Log}_2(P_i)\right)$$

$$(3) \quad N2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^n P_i^2}$$

$N2$ est sensible à la présence des espèces les plus abondantes puisque chaque proportion est élevée au carré, tandis que NI l'est moins, car, dans ce cas, chaque proportion est pondérée par son logarithme (Hill, 1973). NI est sensible aux changements des espèces rares. Ces deux indices dépendent de la richesse spécifique (S), c'est-à-dire du nombre d'espèces. L'indice NI et la richesse spécifique (S) sont sensibles à l'effort d'échantillonnage, contrairement à l'indice $N2$ (Hill, 1973; Lande, 1996).

Dans cette étude, on a utilisé les trois indices (H' , NI , $N2$) conjointement afin d'extraire le maximum d'information de la distribution des espèces et de mieux comprendre la structure des peuplements. Les calculs ont été effectués à partir de l'abondance et de la biomasse des espèces.

Les variations interannuelles de diversité pour la période 1990 à 2003, ont été analysées pour chacune des échelles spatiales considérées dans la présente étude : 1) l'échelle du nord du golfe (l'ensemble des régions 4R, 4S et les strates de profondeur supérieure à 180 m dans la zone 4T); 2) l'échelle des communautés, telles qu'elles ont été définies par les analyses multivariées.

La signification des différences interannuelles des indices H' , NI et $N2$ a été vérifiée avec une analyse de variance à deux facteurs (strate*année) (Zar, 1984). Lorsque des différences significatives étaient décelées, le test de rangs multiples basé sur la plus petite différence significative a permis de classer les valeurs moyennes des indices (Zar, 1984). L'analyse tient donc compte des facteurs temporels (effet année) et spatiaux (effet strate).

On a ainsi cherché à trouver la répartition spatiale et la variabilité définissant les différentes périodes.

2.4.2 Courbes de *K*-dominance

En complément aux mesures univariées, la représentation graphique des distributions de fréquences cumulées des abondances et des biomasses par ordre décroissant des espèces est présentée. Cette méthode a été mise au point par Lamshead *et al.* (1983). Les courbes sont obtenues en traçant un graphique du pourcentage de l'abondance cumulée par rapport au rang *K* de l'espèce sur une échelle logarithmique. Les courbes de *K*-dominance présentent deux avantages : la dominance relative des espèces les plus courantes ou les plus rares peut être ainsi déterminée, et les calculs permettant de tracer ces courbes sont moins compliqués (Lamshead *et al.*, 1983).

On peut aussi superposer sur le même graphique des courbes de *K*-dominance représentant l'abondance et la biomasse des espèces (Warwick *et al.*, 1987; Warwick & Clarke, 1991; Clarke & Warwick, 2001). La position relative de la courbe d'abondance et de la courbe de biomasse sur le graphique peut révéler les différentes perturbations qu'a subies l'écosystème marin. Lorsque la courbe de biomasse est moins élevée que la courbe d'abondance, la communauté est dominée par des espèces dont les individus sont nombreux, mais de faibles masses corporelles observées. À l'inverse, lorsque la courbe de biomasse est plus élevée que la courbe d'abondance, la communauté est dominée par des espèces dont les individus sont peu nombreux, mais de fortes masses corporelles.

Afin de calculer les distributions en biomasse et abondance des espèces, pour l'ensemble des strates agrégées par communauté, des périodes ont été choisies à partir des résultats de l'analyse de l'évolution temporelle de la structure des communautés de 1990 à 2003. Chaque communauté est caractérisée par ses distributions moyennes de biomasse et d'abondance. La représentation graphique de celles-ci par période nous permet de déterminer s'il existe une éventuelle évolution temporelle.

3. RÉSULTATS

3.1 Structure des communautés

Les analyses multivariées réalisées sur les données de biomasses des 70 espèces (Annexe 1), font ressortir une structure spatiale au sein des communautés. Selon l'analyse hiérarchique ascendante (Fig. 4a), deux ensembles biologiques distincts se séparent au seuil de 20 % de similarité. Les strates situées au-dessus de 200 m de profondeur (groupe A) se distinguent des strates profondes (groupe B). On observe la même structure spatiale selon l'analyse MDS avec un coefficient de stress de Kruskal de 0.11 (Fig. 4b). La différence entre ces deux groupes est confirmée par l'analyse de similarité ANOSIM avec un R global de 0,86 ($p < 0,001$).

Ces deux groupes se subdivisent en sous-ensembles au seuil de 38 % de similarité. Pour la communauté côtière (groupe A), les trois strates les plus proches de la côte au nord d'Anticosti et de faibles profondeurs (sous-groupe A₂) tendent à s'isoler de celles du nord-est et de l'ouest du golfe (sous-groupe A₁). Pour la communauté d'eau profonde (groupe B), un ensemble est formé par toutes les strates qui se situent à l'ouest d'Anticosti et dans l'estuaire maritime (sous-groupe B₂), tandis qu'un second ensemble est formé par les strates situées dans le chenal Laurentien, dans le chenal Esquiman et dans le chenal d'Anticosti (sous-groupe B₁). La différence entre les sous-ensembles est confirmée par l'analyse de similarité ANOSIM avec un R global de 0,85 ($p < 0,001$).

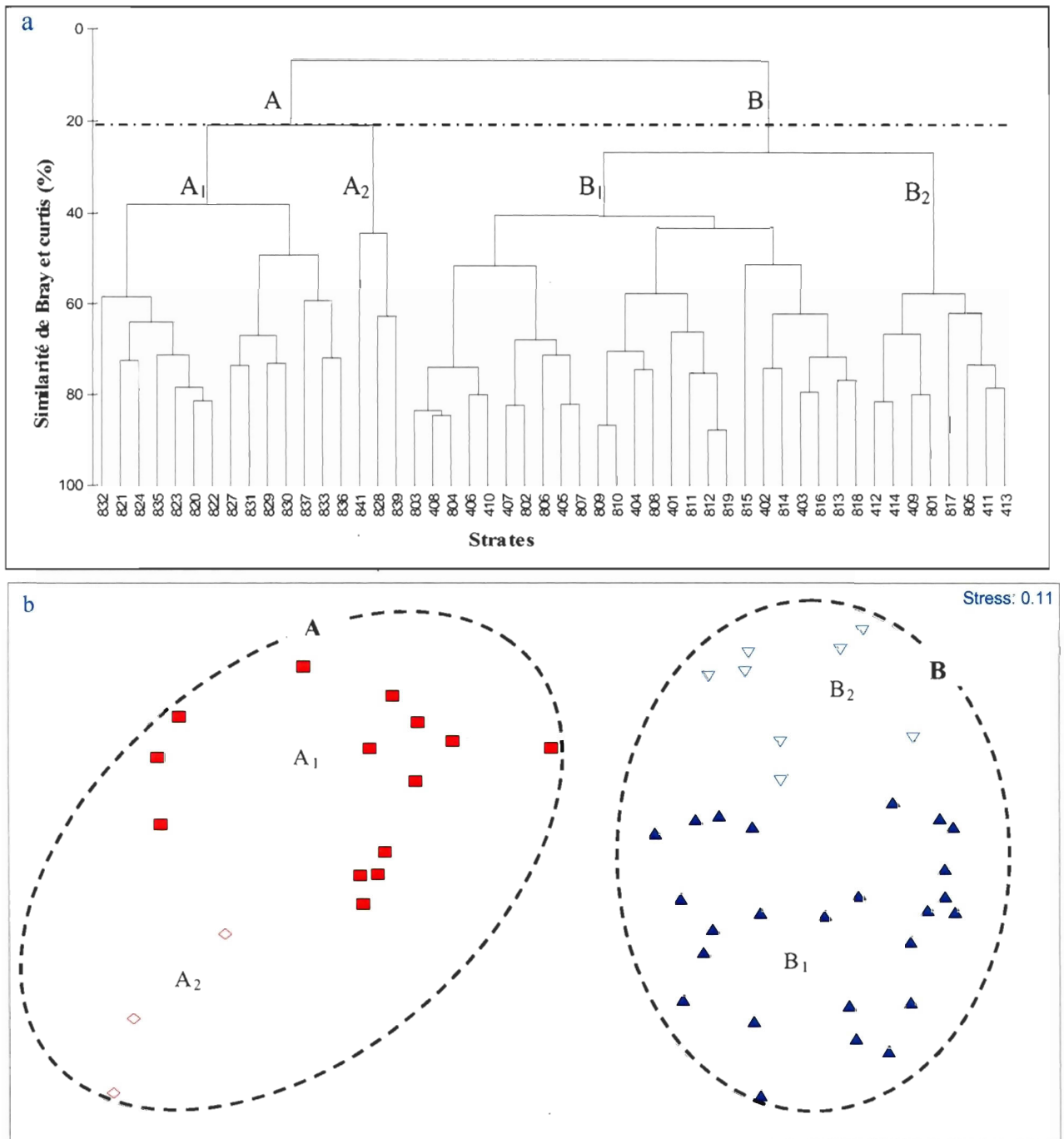


Fig. 4. Structure spatiale des peuplements de poissons démersaux du nord du golfe du Saint-Laurent. a : analyse hiérarchique ascendante, basée sur la méthode d'agglomération à lien complet ; b : méthode de positionnement multidimensionnel (MDS). Le groupe A est constitué par les strates peu profondes ; le groupe B correspond aux strates situées dans les chenaux profond.

L'analyse SIMPER permet d'identifier les espèces qui contribuent à la similarité des deux communautés biologiques (groupe A et B). Seules, les espèces qui contribuent à un minimum de 2 % de similarité ont été retenues (Tableau 2). Les espèces qui contribuent principalement à la communauté côtière (groupe A, strates peu profondes) sont la Plie canadienne (*H. platessoides*), avec 16,84 % de contribution totale, la Morue (*G. morhua*), 27,86 %, et les sébastes (*Sebastes* spp.), 7,29 %.

Les espèces qui contribuent le plus au pourcentage de similarité total dans la communauté d'eau profonde (groupe B, strates profondes) sont le sébaste, 31,13 %, le Flétan noir (*Reinhardtius hippoglossoides*), 20,44 %, la Merluche blanche (*Urophycis tenuis*) et la Plie grise (*Glyptocephanus cynoglossus*), avec des contributions respectives de 7,18 % et 4,21 %.

Tableau 2. Contributions en pourcentage (> 2 %) des espèces à la similarité moyenne des communautés, identifiées avec l'analyse SIMPER.

Codes	Nom scientifique	Nom commun	Communauté côtière < 200m	Communauté d'eau profonde > 200m
12	<i>Myxine glutinosa</i>	Myxine du nord	-	1,62*
27	<i>Centroscyllium fabricii</i>	Aiguillat noir	-	2,23*
90	<i>Amblyraja radiata</i>	Raies épineuse	3,65*	3,23*
320	<i>Arctozenus risso</i>	Lussion blanc	-	3,53*
438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	14,90*	1,69
444	<i>Phycis chesteri</i>	Merluche à longues nageoires	-	1,08
447	<i>Urophycis tenuis</i>	Merluche blanche	-	4,10*
451	<i>Boreogadus saida</i>	Saïda (Morue arctique)	0,89	-
478	<i>Nezumia bairdii</i>	Grenadier de Baird	-	1,12
792	<i>Sebastes</i> spp.	Sébastes n.i.	3,90	17,78*
808	Cottidae	Hameçon atlantique	1,94*	-
889	Hippoglossoides platessoides	Plie canadienne	9,01*	1,61
890	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Plie grise	1,29	2,40*
892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir	2,52	11,67*
Similarité moyenne par communauté (%)			53,50	57,10
Dissimilarité moyenne entre les deux communautés (%)			71,00	

* espèces caractérisant les deux communautés (similarité moyenne / écart-type > 1,5).

On a analysé les regroupements des vingt espèces les plus abondantes en biomasse de chaque ensemble de strates défini par l'analyse ci-dessus (annexe 2). Pour les deux ensembles confondus, ces espèces constituent 97,8 % de la biomasse échantillonnée. Elles en représentent 96,4 % pour la communauté côtière et 99,1 % pour la communauté d'eau profonde.

Les analyses multivariées indiquent l'existence de trois groupes d'espèces qui sont identifiés au seuil de similarité de 35 % dans l'analyse hiérarchique ascendante (Fig. 5a). Un groupe (groupe I) s'identifie aux strates situées au-dessus de 200 m, et forme donc une communauté côtière. Au seuil de 20 % de similarité, cette communauté se subdivise en deux sous-groupes (A₁ et A₂) qui se distinguent principalement par les biomasses relatives des espèces constitutives (Fig. 4). Un autre groupe (groupe III) correspond aux strates profondes et s'identifie à une communauté des chenaux (Fig. 5). Les quatre espèces les plus abondantes communes aux deux précédents groupements, la Plie canadienne, la Morue, les sébastes et le Flétan noir (*H. platessoides*, *G. morhua*, *Sebastes spp.*, *R. hippoglossoides*), s'identifient comme un ensemble à part (Groupe II), mais qui a plus d'affinité avec le groupe III (Fig. 5). Ces espèces, auxquelles s'associe la Plie grise (*G. cynoglossus*), sont retrouvées aussi bien dans les strates peu profondes que dans les strates profondes. L'analyse du rapport de la biomasse sur l'abondance indique, toutefois, que ce sont les individus de plus forte masse corporelle qui se localisent essentiellement au niveau des strates profondes (Fig.6).

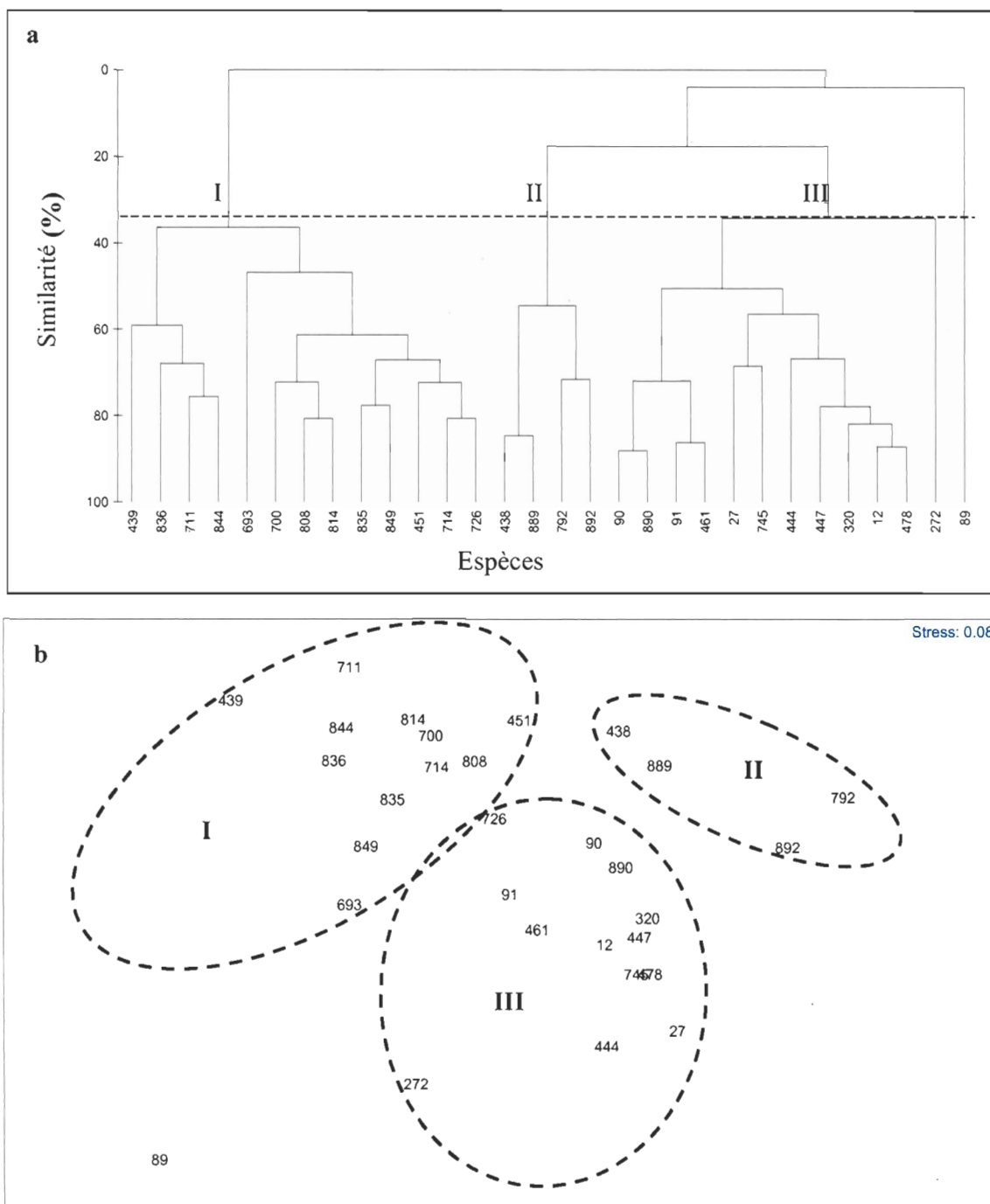


Fig. 5. Dendrogramme de classification et ordination (MDS) des 20 premières espèces les plus abondantes dans le nord du golfe du Saint-Laurent. I : Espèces côtières, II : espèce ubiquistes et III : espèces de profondeur. Les codes des espèces sont donnés dans l'annexe 2.

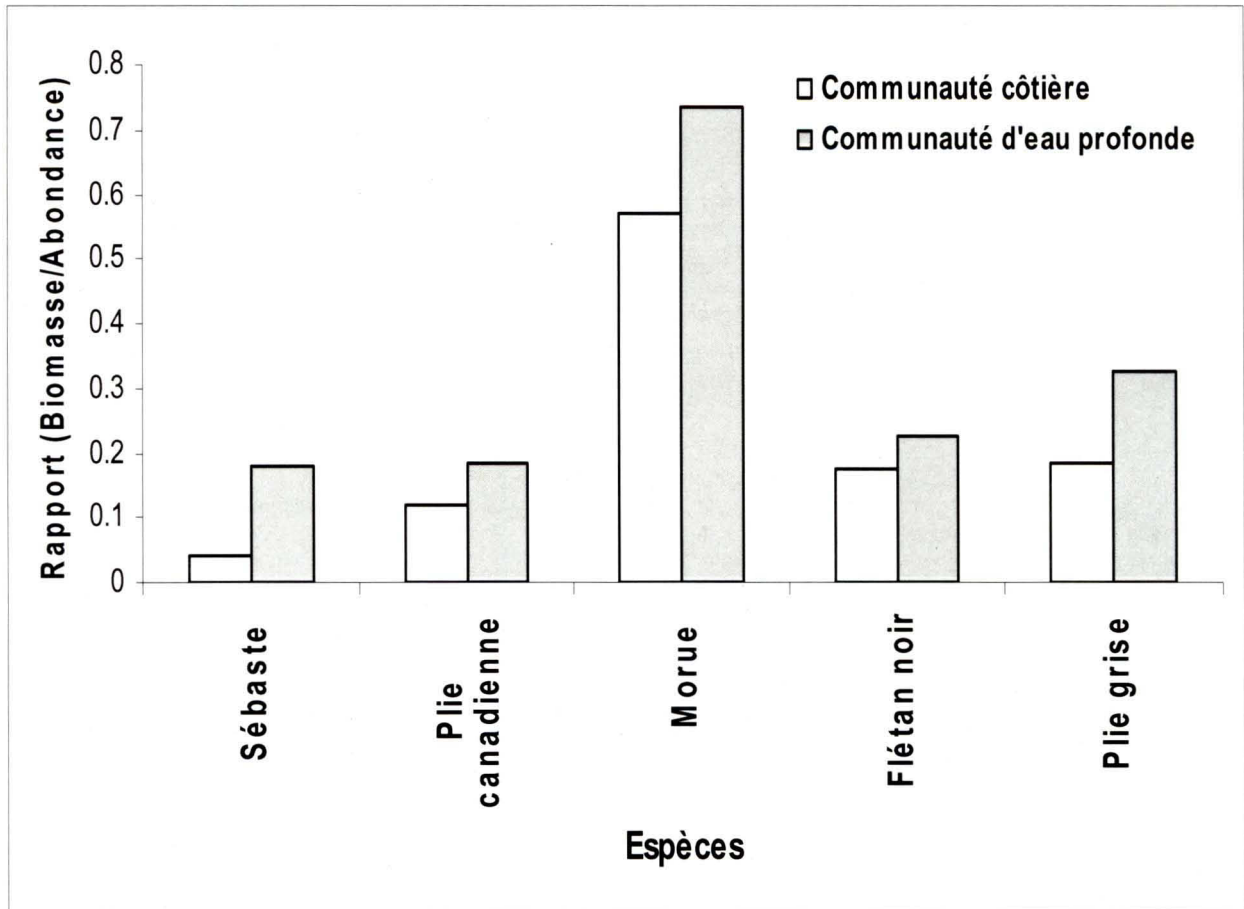


Fig. 6. Rapport de la biomasse sur l'abondance des espèces communes entre les deux communautés côtière et d'eau profonde.

3.2 Variations temporelles de la structure des communautés

3.2.1 Variations temporelles de la structure à l'échelle du nord du golfe Saint-Laurent

Une structure temporelle des communautés ressort de l'analyse hiérarchique et de l'analyse multidimensionnelle (Fig. 7). Trois ensembles distincts apparaissent à un seuil de similarité de 70 % (Fig. 7a) : groupe des années 1990-1992 (G_1), 1993-1995 (G_2) et 1996-2003 (G_3). L'analyse ANOSIM confirme ces différences entre les groupes d'années (R global = 0,814, $p < 0,001$). Le test de comparaison entre les groupes (« pairwise test ») montre une différence significative entre les groupes G_1 et G_3 , G_2 et G_3 ($R_{1-3} = 0,946$, $R_{2-3} = 0,761$, $p < 0,006$), mais une différence non significative entre les groupes G_1 et G_2 ($R_{1-2} = 0,407$, $p = 0,10$).

Les espèces qui ont une large contribution à la similarité dans les groupes d'années sont identifiées par l'analyse SIMPER (Tableau 3). Les espèces qui contribuent le plus à la similarité dans les trois groupes d'années sont les sébastes, le Flétan noir, la Morue franche et l'Aiguillat noir. Ces quatre espèces, à elles seules, expliquent 46,18 %, 41,70 % et 43,70 % de similarité dans les groupes d'années 1990-1992, 1993-1995 et 1996-2003 respectivement. Ces espèces sont traditionnellement ciblées par la pêche dans le golfe. Selon l'analyse SIMPER, on observe que la biomasse relative de la morue et des sébastes a fortement baissé entre le groupe d'années G_1 et G_2 , mais il existe une relative stabilité de la biomasse relative du Flétan et de l'Aiguillat noir. Une augmentation sensible de la biomasse relative de la Morue et du Flétan noir est observée entre les groupes d'années G_2 et G_3 . Cependant, on note une diminution de la biomasse relative des sébastes et de l'Aiguillat noir entre ces derniers groupes (G_2 - G_3).

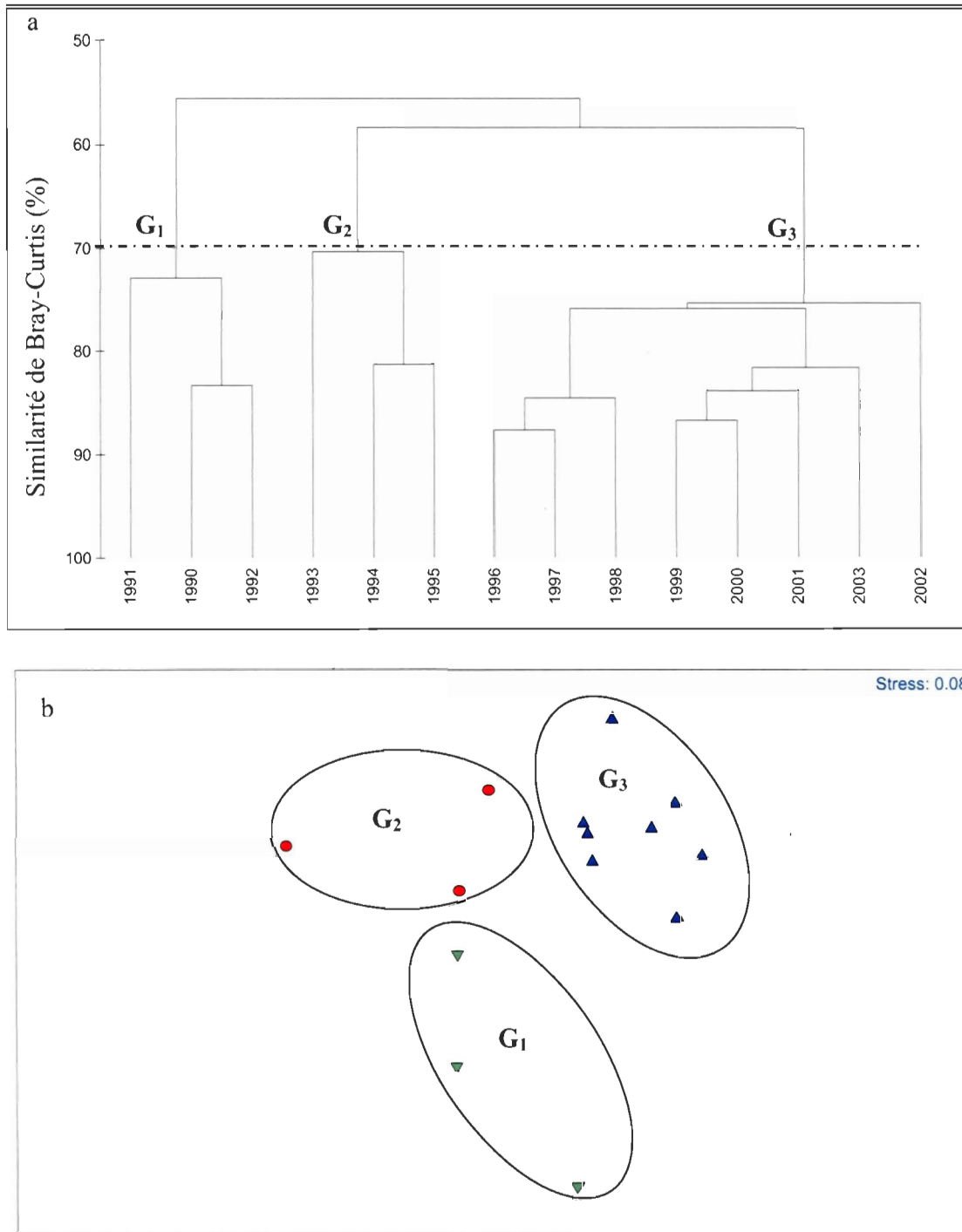


Fig. 7. Structure temporelle à l'échelle du nord du golfe du Saint-Laurent analysée à l'aide des méthodes de groupement et d'ordination (MDS). (G₁) 1990-1992; (G₂) 1993-1995; (G₃) 1996-2003.

Tableau 3. Contributions en pourcentage (> 2 %) des espèces à la similarité moyenne des groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.

Code	Nom scientifique	Nom commun	1990-1992 (G ₁)		1993-1995 (G ₂)		1996-2003 (G ₃)	
			Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité	Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité	Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité
27	<i>Centroscyllium fabricii</i>	Aiguillat noir	989,70	5,46*	988,95	7,20*	520,45	5,58*
90	<i>Amblyraja radiata</i>	Raie épineuse	251,82	3,27*	167,36	4,41*	222,16	3,94*
438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	1778,92	7,74*	415,15	6,32*	1115,55	8,16
444	<i>Phycis chesteri</i>	Merluche à longues nageoires	88,96	1,96*	42,06	2,09*	51,88	-
447	<i>Urophycis tenuis</i>	Merluche blanche	420,15	4,50*	147,81	3,98*	305,92	4,57*
792	<i>Sebastes</i> spp.	Sébastes n.i.	13218,10	26,37*	3788,03	18,83*	2487,60	13,76*
889	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	313,94	3,56*	277,21	4,27*	435,48	5,17
890	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Plie grise	131,32	2,52*	65,06	2,29	118,81	2,66*
892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir (Groenland)	949,80	6,61*	913,53	9,35*	3964,09	16,23*
893	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Flétan atlantique	67,40	-	54,17	-	105,09	2,70*
Similarité moyenne par groupes (%)			77,32		75,71		81,47	

*espèces caractérisant les groupes d'année (similarité moyenne / écart-type > 4).

Les espèces responsables de la discrimination entre les groupes d'années sont identifiées à l'aide de leurs contributions à la dissimilarité moyenne selon l'analyse SIMPER (Tableau 4). On retrouve essentiellement la Morue franche, les sébastes et le Flétan noir. Ces espèces ont contribué respectivement à 10,88 %, 14,84 % et 10,00 % à la dissimilarité totale entre tous les groupes d'années (Tableau 4). Les espèces qui discriminent fortement les groupes G1 et G2, sont les sébastes et le Flétan noir ainsi que pour les groupes G1-G3 et enfin pour les groupes G2 et G3, la Morue franche et le Flétan noir. Les faibles pourcentages de dissimilarité moyenne entre les groupes d'années (< 32 %) confirment la faible discrimination entre les groupes d'années qui ressort de l'analyse hiérarchique.

Rapport-Gratuit.com

Tableau 4. Contributions en pourcentage (> 2 %) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.

Code	Nom scientifique	Nom commun	1990-1992(G ₁) et 1993-1995(G ₂)	1990-1992(G ₁) et 1996-2003(G ₃)	1993-1995(G ₂) et 1996-2003(G ₃)
27	<i>Centroscyllium fabricii</i>	Aiguillat noir	2,07	-	2,11
438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	2,91	1,69	2,23*
447	<i>Urophycis tenuis</i>	Merluche blanche	-	-	-
792	<i>Sebastes</i> spp.	Sébastes n.i.	7,97*	8,87*	2,51
844	<i>Eumicrotremus spinosus</i>	Petite Poule de mer Atlantique	4,26	3,98	-
889	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	-	-	-
892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir (Groenland)	-	4,28*	5,25*
Dissimilarité moyenne entre les groupes (%)			30,31	31,88	27,40

*espèces discriminantes entre les groupes d'année (Similarité moyenne / écart-type > 2)

3.2.2 Variation temporelle de la structure à l'échelle des communautés d'eau profonde et côtière.

Pour la communauté d'eau profonde, la structure temporelle qui ressort de l'analyse hiérarchique et de l'analyse multidimensionnelle (MDS) est identique à celle observée pour l'ensemble du nord du golfe (Fig. 8). Trois ensembles distincts apparaissent à un seuil de similarité de 70 % (Fig. 8a) : groupes des années 1990-1992 (P_1), 1993-1995 (P_2) et 1996-2003 (P_3). Les différences entre ces groupes d'années sont confirmées par l'analyse ANOSIM (R global = 0,87, $p < 0,002$). Le test de comparaison entre les groupes (« pairwise test ») montre une différence significative entre les groupes P_1 et P_3 , P_2 et P_3 ($R_{1-3} = 0,968$, $R_{2-3} = 0,855$, $p < 0,006$), mais une différence non significative est observée entre les groupes P_1 et P_2 ($R_{1-2} = 0,556$, $p = 0,10$). Les espèces qui ont une large contribution à la similarité dans les groupes d'années sont identifiées par l'analyse SIMPER (Tableau 5). Les espèces qui contribuent le plus à la similarité dans les trois groupes d'années sont les même que celles de l'ensemble du nord du golfe (les sébastes, le Flétan noir, la Morue franche et l'Aiguillat noir) auxquelles s'ajoute la Merluche blanche. Ces cinq espèces à elles seules expliquent 52,59 %, 50,88 % et 52,08 % de similarité dans les groupes d'années respectifs 1990-1992 (P_1), 1993-1995 (P_2) et 1996-2003 (P_3). Selon l'analyse SIMPER, on observe que la biomasse relative de la Morue et des sébastes ont fortement baissé entre les groupes P_1 , P_2 et P_3 , mais qu'il existe une relative stabilité de la biomasse relative du Flétan et de l'Aiguillat noir entre les groupes P_1 et P_2 . Une augmentation sensible de la biomasse relative du Flétan noir est observée entre les groupes d'années P_2 et P_3 . Cependant, on note une stabilité de la biomasse des sébastes entre ces derniers groupes (P_2 et P_3).

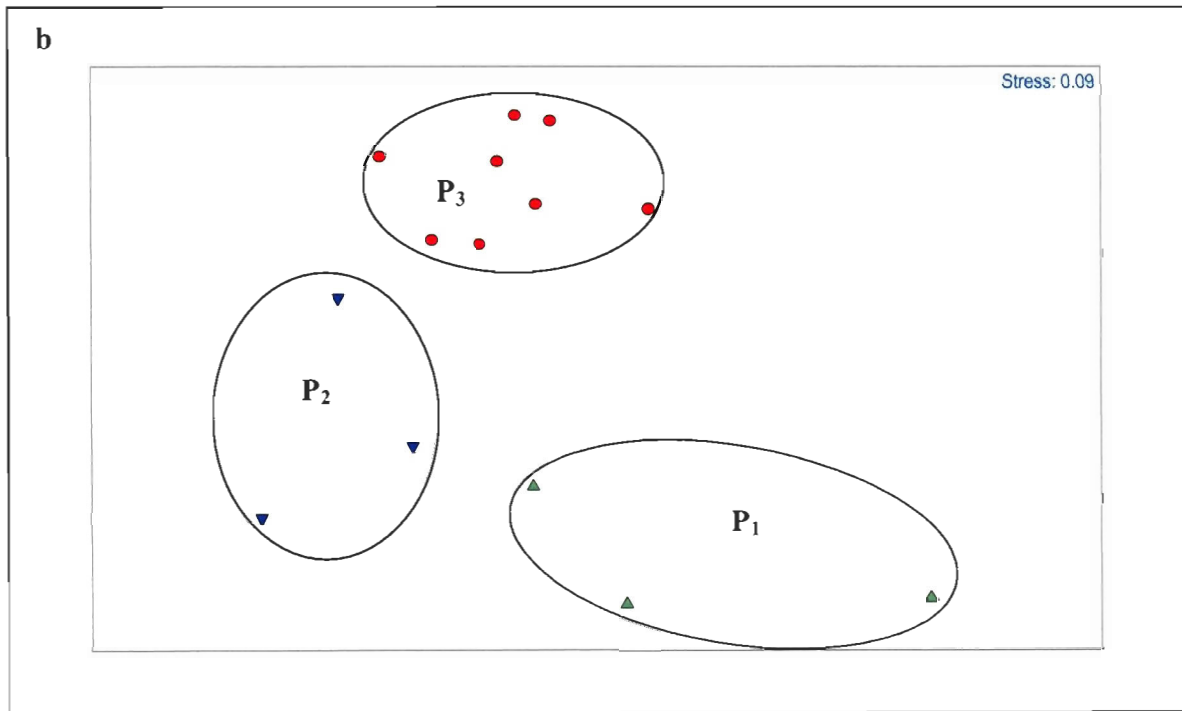
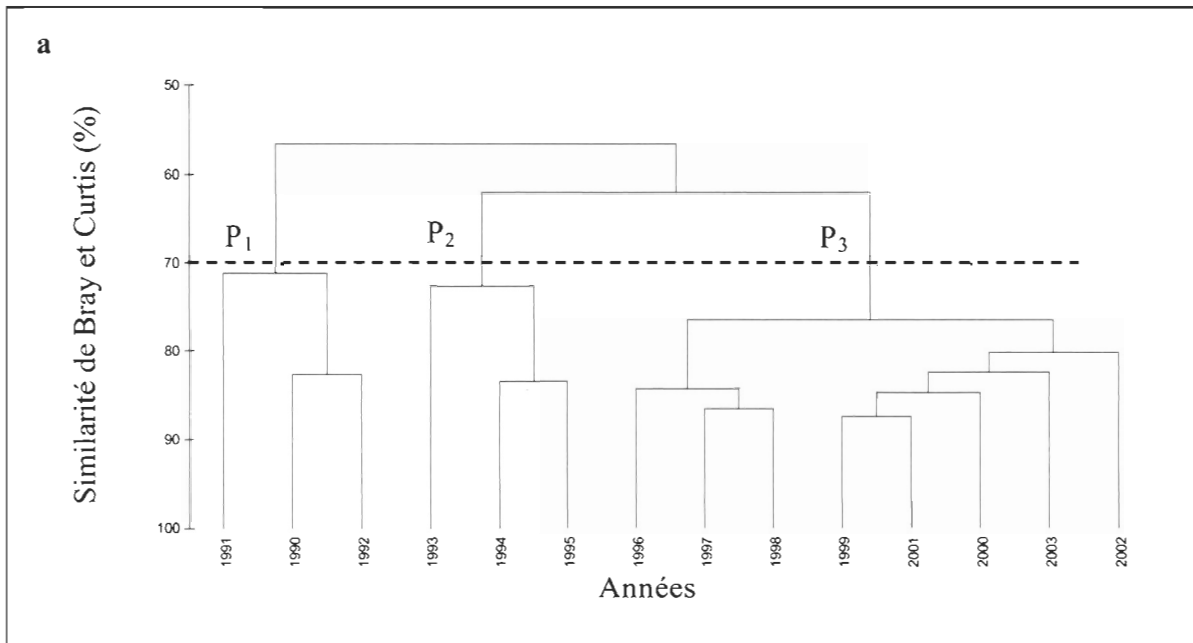


Fig.8. Structure temporelle à l'échelle de la communauté d'eau profonde analysée à l'aide des méthodes de groupement et d'ordination (MDS). (P1) 1990-1992; (P2) 1993-1995; (P3)1996-2003.

Tableau 5. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la similarité moyenne des groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER à l'échelle de la communauté d'eau profonde.

Code	Nom scientifique	Nom commun	1990-1992 (P ₁)		1993-1995 (P ₂)		1996-2003 (P ₃)	
			Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité	Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité	Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité
24	<i>Squalus acanthias</i>	Aiguillat commun	-	-	31,76	2,05*	35,97	1,21
27	<i>Centroscyllium fabricii</i>	Aiguillat noir	989,70	6,25*	988,95	8,69	520,24	6,67*
90	<i>Amblyraja radiata</i>	Raie épineuse	192,42	3,27*	126,80	4,54*	191,60	2,92*
438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	748,08	4,05*	97,01	4,26*	282,08	4,38
444	<i>Phycis chesteri</i>	Merluche à longues nageoires	88,96	2,25*	42,03	2,49*	51,85	2,38*
447	<i>Urophycis tenuis</i>	Merluche blanche	418,26	5,13*	147,17	4,73*	305,17	5,46*
792	<i>Sebastes spp.</i>	Sébastes n.i.	12775,13	29,78*	3740,60	22,25	3897,24	16,29 *
889	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	79,93	2,07*	57,26	3,21*	120,98	3,27*
890	<i>Glyptocephanlus cynoglossus</i>	Plie grise	101,11	2,56*	59,39	2,57	96,54	2,92*
892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir (Groenland)	917,09	7,48*	887,74	10,95 *	3897,24	19,28*
893	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Flétan atlantique	-	-	15,48	1,45	99,29	3,11*
Similarité moyenne par groupes (%)			75,61		79,07		82,41	

*espèces caractérisant les groupes d'années (Similarité moyenne / écart-type > 4).

Les espèces responsables de la discrimination entre les groupes d'années sont identifiées à l'aide de leur contribution à la dissimilarité moyenne selon les résultats de l'analyse SIMPER (Tableau 6). On retrouve sensiblement les mêmes espèces qu'à l'échelle globale du nord du golfe, à savoir la Morue franche, les sébastes et le Flétan noir. Ces espèces ont contribué respectivement à 12,24 %, 16,93 % et 10,46 % à la dissimilarité totale entre tous les groupes d'années (Tableau 6). Les espèces qui discriminent fortement les groupes P₁ et P₂ sont les sébastes et la Merluche blanche, entre les groupes P₁ et P₃, ce sont les sébastes et le Flétan noir, et enfin pour les groupes P₂ et P₃, il s'agit du Flétan noir. Les faibles pourcentages de dissimilarité moyenne entre les trois groupes d'années (< 34 %) confirment la faible discrimination entre les groupes d'années qui ressort de l'analyse hiérarchique.

Tableau 6. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes d'années (communauté profonde), identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.

Code	Nom scientifique	Nom commun	1990-1992(P ₁) et 1993-1995(P ₂)	1990-1992(P ₁) et 1996-2003(P ₃)	1993-1995(P ₂) et 1996-2003(P ₃)
27	<i>Centroscyllium fabricii</i>	Aiguillat noir	2,40	1,73	2,54
438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	2,19	1,77	1,25
447	<i>Urophycis tenuis</i>	Merluche blanche	1,41*	-	-
792	<i>Sebastes</i> spp.	Sébastes n.i.	9,05*	10,15*	2,97
844	<i>Eumicrotremus spinosus</i>	Petite poule de mer Atlantique	4,87	4,55	-
889	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	-	0,51	-
892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir (Groenland)	1,00	5,01*	6,24*
Dissimilarité moyenne entre les groupes (%)			30,23	33,59	26,60

*espèces discriminantes entre les groupes d'années (Similarité moyenne / écart-type > 2).

Pour la communauté côtière, la structure temporelle qui ressort de l'analyse hiérarchique et de l'analyse multidimensionnelle (MDS) est sensiblement différente de celle observée pour l'ensemble du nord du golfe et de la communauté d'eau profonde (Fig. 9). Deux ensembles apparaissent à un seuil de similarité de 50 % (Fig. 9a) : groupes des années 1990 à 2003 et 1993 et 2002 (C₄). Le premier se subdivise en trois sous-groupes au seuil de 68 % : groupe des années 1990-1991 (C₁), 1997-2003 (C₂), 1992-1996 (C₃). Les différences observées entre ces groupes d'années sont confirmées par l'analyse ANOSIM (R global = 0,858, $p < 0,001$). Le test de comparaison entre les groupes (« pairwise test ») montre des différences significatives entre les groupes C₁ et C₃, C₂ et C₃ et entre C₃ et C₄ ($R_{1-3} = 0,958$, $P < 0,036$, $R_{2-3} = 0,75$, $p < 0,005$ et $R_{3-4} = 1$, $p < 0,036$, respectivement), mais une différence non significative est observée entre les groupes C₁ et C₂ ($R_{1-2} = 0,964$, $p = 0,067$), C₂ et C₄ ($R_{2-4} = 1$, $p = 0,067$) et entre C₁ et C₄ ($R_{1-4} = 1$, $p = 0,33$). Selon l'analyse SIMPER, les espèces qui contribuent le plus à la similarité dans les quatre groupes d'années, sont, en plus de celles observées au niveau de l'ensemble du golfe (le Sébaste, le Flétan noir, la Morue franche et l'Aiguillat noir), la Plie canadienne, la Plie grise et la Raie épineuse (Tableau 7). Ces dernières expliquent ensemble 65,48 %, 49,68 %, 55,23 % et 52,22 % de similarité dans les groupes d'années 1990-1991 (C₁), 1997-2003 (C₂), 1992-1996(C₃) et 1993-2002 (C₄) respectivement. Selon l'analyse SIMPER, on observe que la biomasse relative de la Morue et des sébastes ont fortement baissé entre le groupe d'années C₁ et C₂, mais qu'il y a une relative stabilité de la biomasse des sébastes, du Loup atlantique et de la Raie épineuse entre les groupes C₂ et C₃. Cependant, on note une diminution de la biomasse relative de toutes les espèces entre les groupes C₃ et C₄.

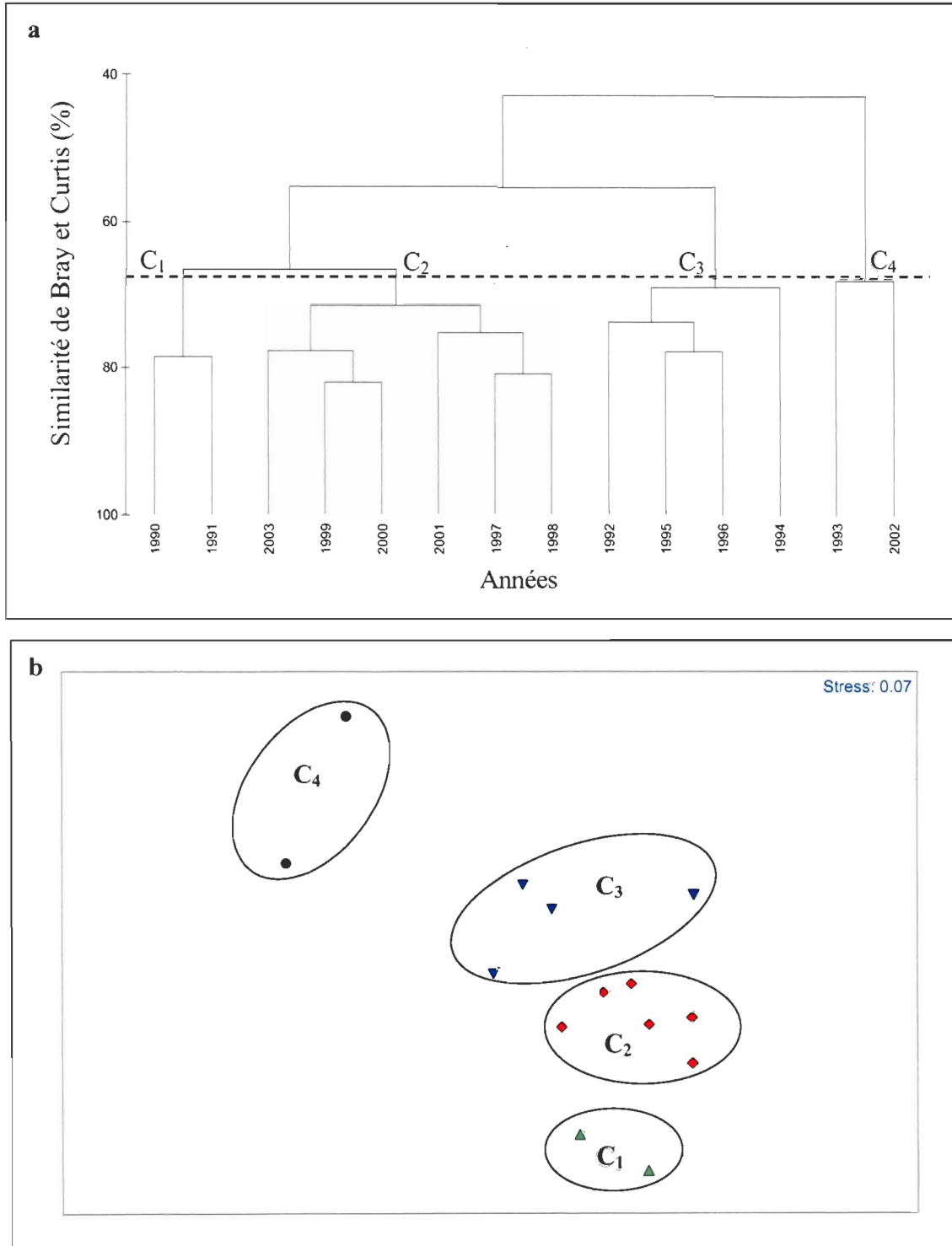


Fig. 9. Structure temporelle à l'échelle de la communauté Côtière analysée à l'aide des méthodes de groupement et d'ordination (MDS). (C₁) 1990-1991; (C₂) 1997-2003; (C₃) 1992-1996; (C₄) 1993-2002.

Tableau 7. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la similarité moyenne des groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER à l'échelle de la communauté côtière.

Code	Nom scientifique	Nom commun	1990 et 1991 (C ₁)		1997 à 2003 (C ₂)		1992 à 1996 (C ₃)		1993 et 2002 (C ₄)	
			Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité	Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité	Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité	Biomasse moyenne en kg	Contribution moyenne à la similarité
90	<i>Amblyraja radiata</i>	Raie épineuse	71,90	5,11	40,21	5,59*	34,89	4,08*	15,21	3,55
438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	1249,86	27,34	466,18	20,77*	1010,02	23,76*	145,08	22,04
441	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Aiglefin	15,20	2,92	-	-	-	-	-	-
451	<i>Boreogadus saida</i>	Morue arctique	-	-	-	-	4,07	-	2,14	2,69
700	<i>Anarhichas lupus</i>	Loup atlantique	20,13	2,65	29,54	4,67*	34,57	4,09*	3,71	3,55
726	Lycodes	Lycodes ni.	-	-	8,79	2,46*	12,65	2,04	-	-
792	<i>Sebastes</i> spp.	Sébastes n.i.	634,62	15,27	51,96	5,50*	43,11	4,06*	18,24	6,82
889	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	280,39	10,20	233,54	12,34*	383,02	14,4*	42,41	9,54
890	<i>Glyptocephanlus cynoglossus</i>	Plie grise	39,03	4,40	7,33	2,26*	28,54	3,51	3,59	2,84
892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir (Groenland)	44,90	3,16	21,74	3,22*	80,72	5,42*	24,63	7,43
893	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Flétan atlantique	-	-	48,28	2,48	-	-	-	-
Similarité moyenne par groupes (%)			78,50		72,32		76,86		68,03	

*espèces caractérisant les groupes formés de plus de deux années (Similarité moyenne / écart-type > 4).

Selon les résultats de l'analyse SIMPER, les espèces responsables de la discrimination entre les groupes d'années sont la Morue franche, les sébastes et la Plie canadienne (Tableau 8). Ces espèces ont contribué respectivement à 11,07 %, 15,74 %, 29,48 %, 8,16 %, 19,73 % et 13,48 % à la dissimilarité totale entre tous les groupes d'années (Tableau 8). Les espèces qui discriminent fortement les groupes C₁ et C₂ sont les sébastes et l'Églefin. Pour les groupes C₁ et C₃, ce sont les sébastes, la Morue, l'Églefin et la Plie grise. Entre les groupes C₁ et C₄, on note la Morue, la Raie épineuse, les sébastes, la Plie canadienne, la Plie grise et l'Églefin. Pour les groupes C₂ et C₃, ce sont la Morue et les sébastes. La Morue, le Loup atlantique, les sébastes et la Plie grise discriminent les groupes C₂ et C₄. Enfin, pour les groupes C₃ et C₄, ce sont les sébastes, la Morue et le Loup atlantique. Les faibles pourcentages de dissimilarité moyenne observés entre les groupes d'années C₁-C₂ et C₂-C₃ (< 31%), et les forts pourcentages de dissimilarité entre les groupes C₁-C₂, C₁-C₄, C₂-C₄ et C₃-C₄ confirment la forte variabilité de la discrimination entre les groupes d'années qui ressort de l'analyse hiérarchique au niveau de la communauté côtière.

Tableau 8. Contributions en pourcentage (>2%) des espèces à la dissimilarité moyenne entre les groupes d'années, identifiées à l'aide de l'analyse SIMPER.

Code	Nom scientifique	Nom commun	1990-1991(C ₁) et 1997-2003 (C ₂)	1990-1991(C ₁) et 1992-1996(C ₃)	1990-1991(C ₁) et 1993-2002(C ₄)	1997-2003(C ₂) et 1992-1996(C ₃)	1997-2003 (C ₂) et 1993-2002(C ₄)	1992-1996(C ₃) et 1993-2002(C ₄)
90	<i>Amblyraja radiata</i>	Raie épineuse	1.11	1.05	2.42*	-	-	1.58
438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	1.92	6.10*	12.98*	4.44*	11.09*	6.39*
441	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Églefin	1.45*	1.46*	2.16*	-	-	-
700	<i>Anarhichas lupus</i>	Loup atlantique	-	-	-	-	2.18*	2.29*
792	<i>Sebastes</i> spp.	Sébastes n.i.	7.25*	7.76*	11.14 *	1.03	1.25	1.73
889	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	1.70	1.88	5.42 *	2.69*	7.39*	5.36*
890	<i>Glyptocephanlus cynoglossus</i>	Plie grise	-	1.61*	2.45*	1.13	1.86*	-
892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir (Groenland)	-	1.19	1.23	2.03	2.04	1.15
893	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	Flétan atlantique	-	2,30	-	2.09	-	3.30
Dissimilarité moyenne entre les groupes (%)			30.43	37.57	51.92	30.74	47.05	41.70

* espèces discriminantes entre les groupes d'années (Similarité moyenne / écart-type >2).

3.3 Indices de diversité spécifique

3.3.1 Indices de diversité à l'échelle du nord du golfe

Les trois indices de diversité calculés présentent une même tendance temporelle (Fig. 10). Les indices sont faibles en début de série (1990). Ils progressent jusqu'à un maximum en 1994, année du premier moratoire sur la pêche dirigée à la morue. Par la suite, après une période relativement stable, on note une chute brutale en 1998, année suivant la réouverture de la pêche dirigée à la morue pour le nord du golfe, une reprise suivie d'une décroissance jusqu'en 2002 et une légère reprise en 2003. Les tendances sont très nettes pour les indices H' et NI , mais sont légèrement atténuées pour l'indice $N2$.

Des différences sont observées selon que l'on considère les valeurs calculées à partir des abondances ou des biomasses. En termes d'abondance, les trois indices montrent une augmentation régulière de 1990 à 1994. À partir de 1998, on note une nette tendance à la diminution des valeurs jusqu'à une chute marquée en 2002 et une légère augmentation en 2003. En termes de biomasse, les valeurs restent relativement stables durant les quatre premières années pour augmenter rapidement en 1994. Par la suite, les indices montrent une légère diminution graduelle, mais peu marquée jusqu'en 2001. Tout comme pour les indices d'abondance, la diminution de 2002 et la reprise de 2003 sont également observées. Il semblerait que la diversité calculée à partir de la biomasse des espèces réagisse plus lentement aux modifications du système, du moins jusqu'en 2002. Comme pour les indices calculés en termes d'abondance, la tendance générale est atténuée pour l'indice $N2$ calculé en termes de biomasse. L'analyse de variance à deux facteurs, strates et années, indique que les

différences temporelles observées pour les trois indices sont significatives ($p < 0.001$), qu'ils soient calculés à partir des abondances ou à partir des biomasses (Tableaux 5 et 6).

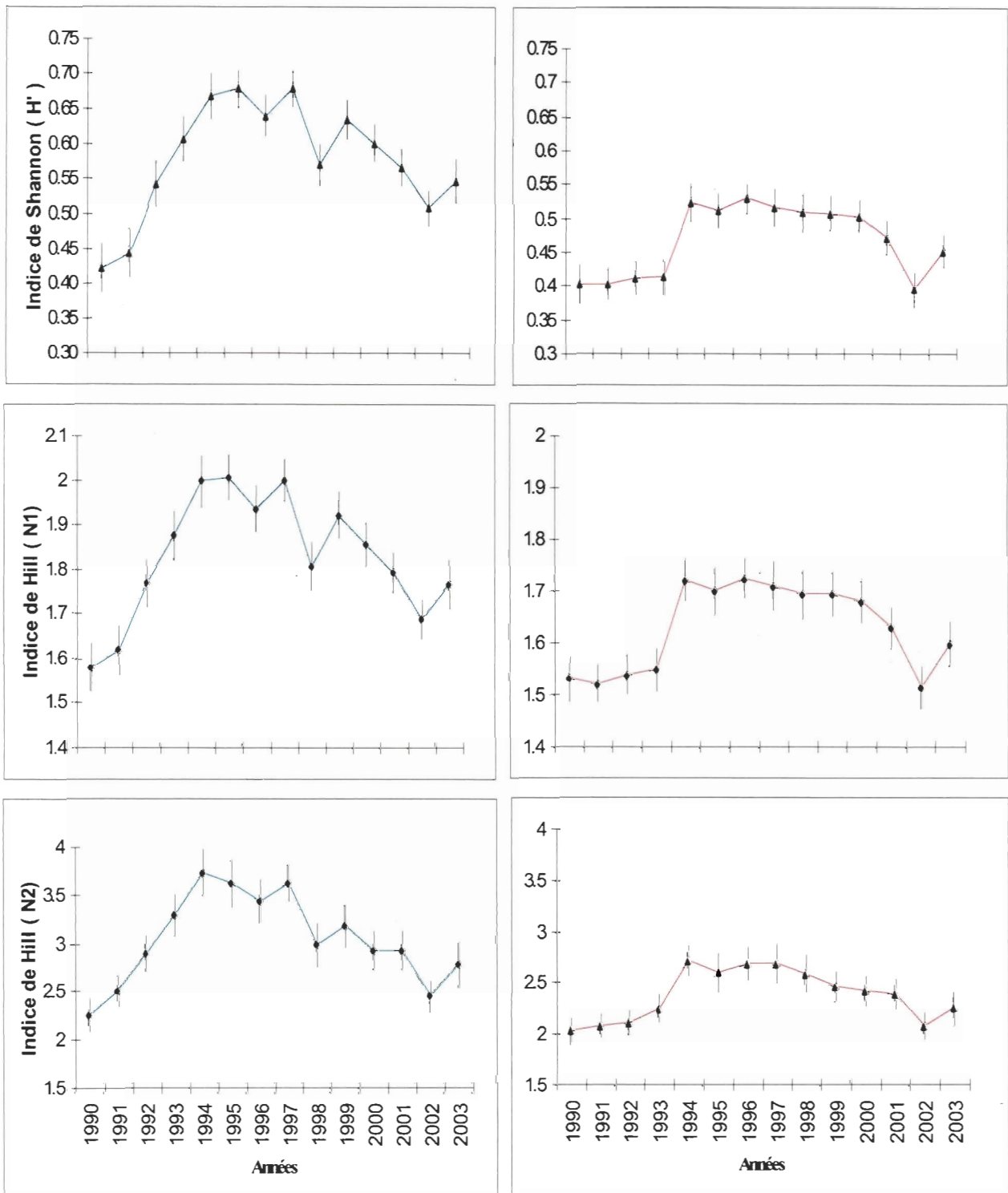


Fig.10. Variations temporelles des indices de diversité spécifique de Shannon et Weaver (H') et de Hill ($N1, N2$) des poissons démersaux sur l'ensemble du nord du golfe du Saint-Laurent, les indices sont calculés sur la base des abondances (à gauche) et sur la base des biomasses (à droite) (indice moyen \pm erreur type).

Tableau 9. Résultats récapitulatifs des analyses de variance à deux facteurs calculées en termes d'abondance (nombre) des espèces.

Échelle	facteur	Degré De Liberté	Somme des Carrés			Carré Moyen			Résidus			F de Fisher			Pr.>F		
			H'	N1	N2	H'	N1	N2	H'	N1	N2	H'	N1	N2	H'	N1	N2
Globale	Année	13	0.0014	0.0039	0.046	0.00011	0.0003	0.004	0.016	0.049	0.707	4.547	4.258	3.326	0.0001	0.0001	0.0001
			0.046	0.428	1.335	0.001	0.009	0.027									
Nord du Golfe	strate	49										39.21	122.11	25.73	0.0001	0.0001	0.0001
Communauté côtière	Année	13	0.005	0.043	0.205	0.0004	0.003	0.016	0.047	0.176	2.74	1.848	4.296	1.186	0.039	0.0001	0.292
			0.114	0.998	3.845	0.007	0.062	0.24									
Communauté d'eau profonde	Année	13	0.003	0.0088	0.08	0.0002	0.00068	0.006	0.026	0.073	0.914	4.699	4.474	3.086	0.0001	0.0001	0.0002
			0.074	0.70	1.985	0.002	0.0218	0.062									
	strate	32										43.51	143.56	31.00	0.0001	0.0001	0.0001

Tableau 10. Résultats récapitulatifs des analyses de variance à deux facteurs calculées en termes de biomasse des espèces.

Échelle	facteur	Degré De Liberté	Somme Des Carrés			Carré Moyen			Résidus			F de Fisher			Pr.>F		
			H'	N1	N2	H'	N1	N2	H'	N1	N2	H'	N1	N2	H'	N1	N2
Globale	Année	13	0.00069	0.002	0.015	0.00005	0.00017	0.001	0.011	0.030	0.339	3.079	3.982	2.279	0.0001	0.0001	0.006
Nord du golfe	strate	49	0.029	0.329	0.774	0.00059	0.0067	0.0158				34.369	148.941	30.236	0.0001	0.0001	0.0001
Communauté côtière	Année	13	0.0058	0.051	0.16	0.0004	0.0039	0.012	0.040	0.154	1.667	2.4	6.451	1.562	0.005	0.0001	0.099
			0.0866	0.823	2.80	0.005	0.051	0.175									
Communauté d'eau profonde	Année	13	0.0014	0.003	0.025	0.0001	0.00025	0.0019	0.017	0.040	0.384	3.044	2.919	2.242	0.0002	0.0004	0.008
			0.0438	0.525	1.023	0.0013	0.0164	0.0319									
	strate	32										37.40	187.71	37.11	0.0001	0.0001	0.0001

3.3.2. Indices de diversité à l'échelle des communautés

On a considéré les deux grandes communautés définies dans la section précédente : une communauté d'eau profonde et une communauté côtière. Pour la communauté d'eau profonde, les tendances observées pour les trois indices sont identiques à celles observées pour l'ensemble du nord du golfe (Fig. 11), que les indices soient calculés en termes d'abondance ou de biomasse, et l'analyse de variance montre que la différence observée entre les années et entre les strates est significative (Tableaux 9 et 10). Les indices observés pour le peuplement côtier ont des valeurs sensiblement plus élevées que pour le peuplement profond, mais leur variation est relativement importante, même si la tendance générale se maintient (Fig. 12). L'augmentation des indices est décalée d'une année, mais le maximum est toujours observé en 1994, pour les indices calculés en abondance et en biomasse. Par la suite, les variations apparaissent erratiques. Une tendance à la décroissance peut être décelée pour les indices calculés en termes d'abondance, mais elle n'est pas nette pour ceux calculés à partir de la biomasse. Cette diminution progressive à partir de 1994 semble plus claire pour l'indice $N2$. Toutefois, c'est le seul cas où l'ANOVA ne montre pas d'effet annuel significatif (Tableaux 9 et 10).

Dans les analyses de variance, l'effet des strates apparaît toujours significatif ($p < 0.001$). Pour observer cet effet, on a regardé les variations de l'indice de Shannon & Weaver en fonction des strates pour l'ensemble des 14 années (Fig. 13). On note une forte variabilité de cet indice pour la communauté côtière (Fig. 13A). Pour la communauté des eaux profondes, les strates les plus profondes, qui correspondent au chenal Laurentien et à l'estuaire maritime, apparaissent très stables tandis que les strates intermédiaires montrent une forte variabilité (Fig. 13B).

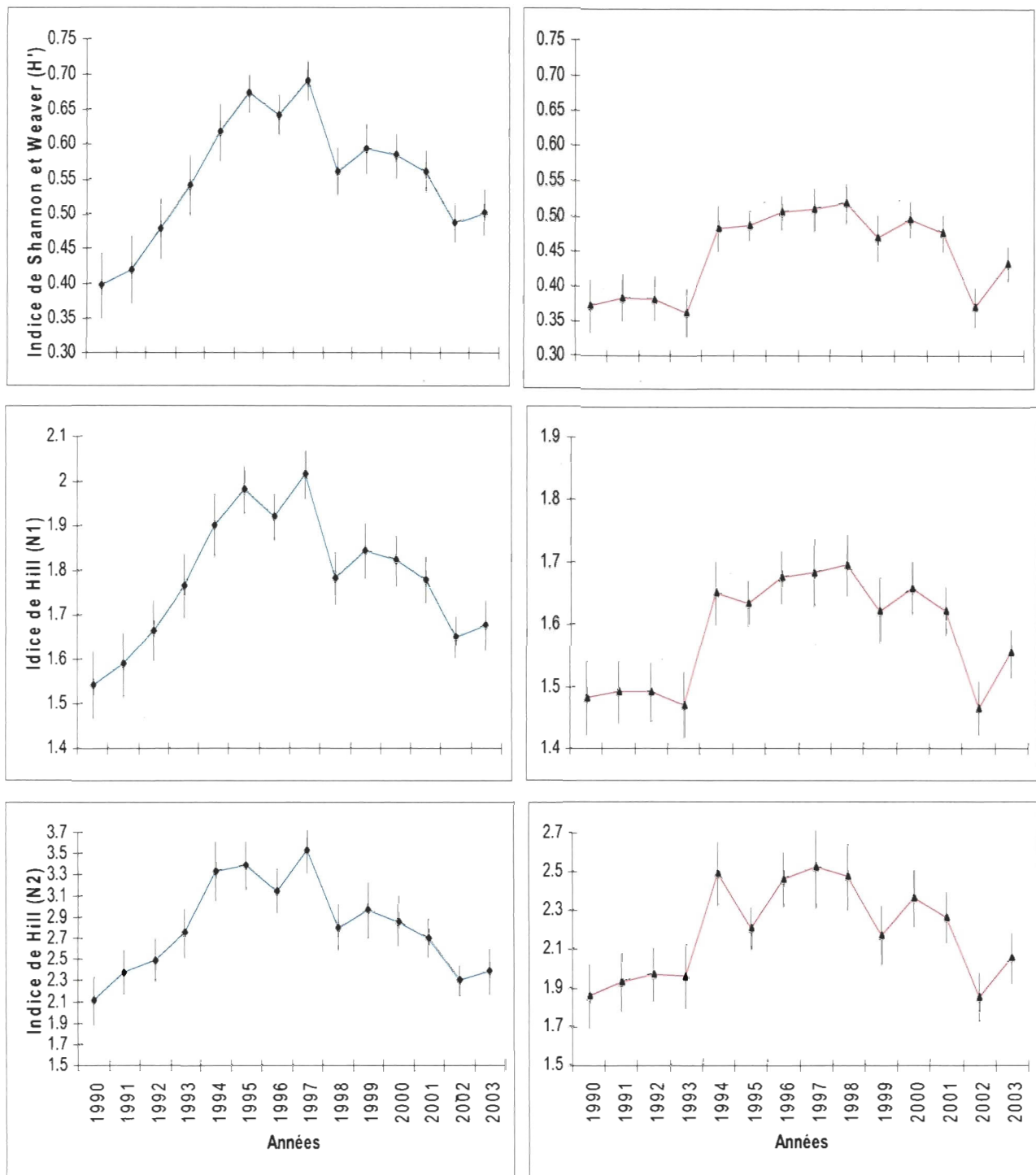


Fig. 11. Variations temporelles des indices de diversité spécifique de Shannon & Weaver (H') et de Hill ($N1$, $N2$) des poissons démersaux de la communauté d'eau profonde du nord du golfe du Saint-Laurent. Les indices sont calculés sur la base des abondances (à gauche) et sur la base des biomasses (à droite) (indice moyen \pm erreur Type).

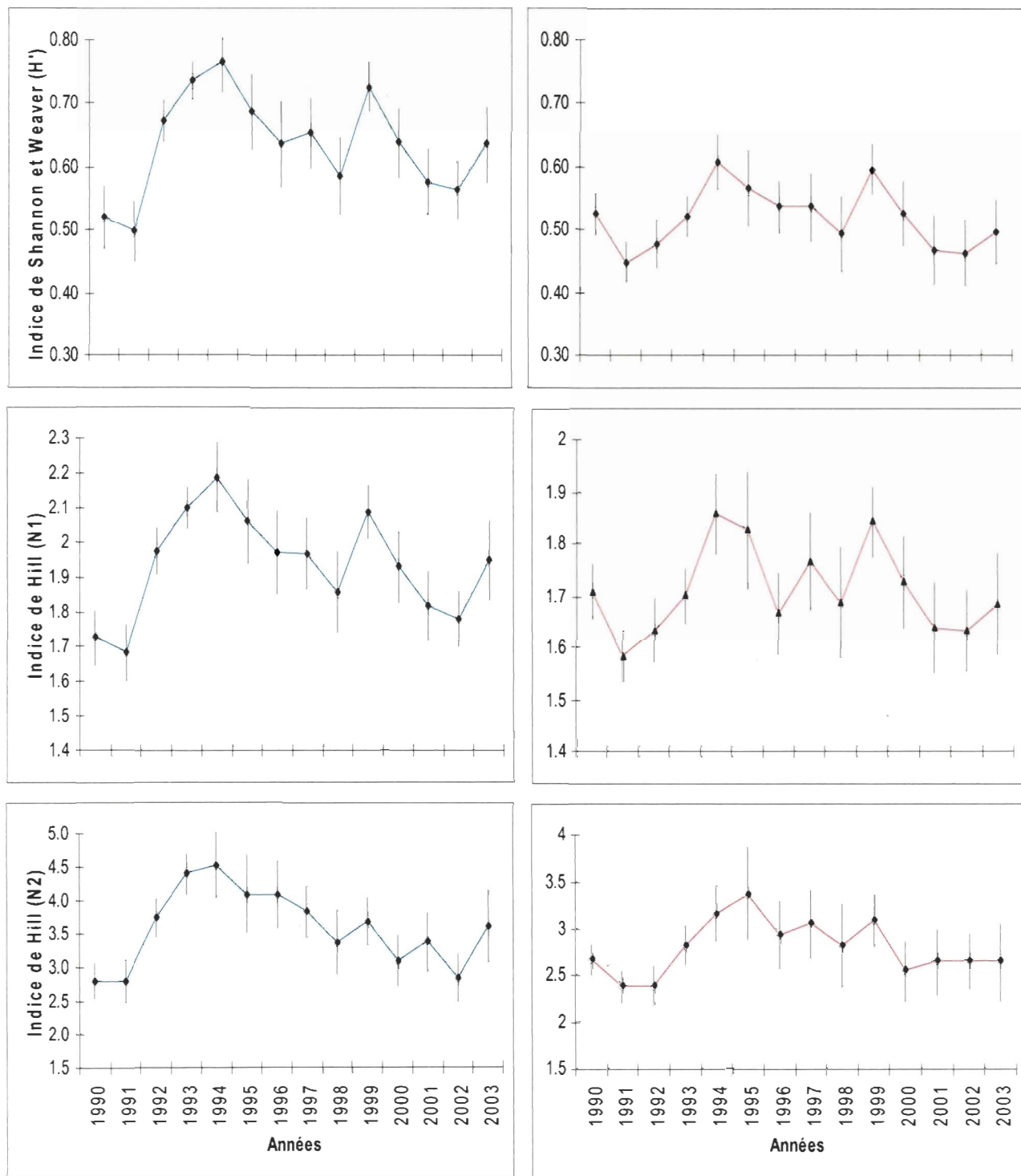


Fig.12. Variations temporelles des indices de diversité spécifique de Shannon & Weaver (H') et de Hill ($N1$, $N2$) des poissons démersaux de la communauté côtière du nord du golfe du Saint-Laurent Les indices sont calculés sur la base des abondances (à gauche) et sur la base des biomasses (à droite) (indice moyen \pm erreur type).

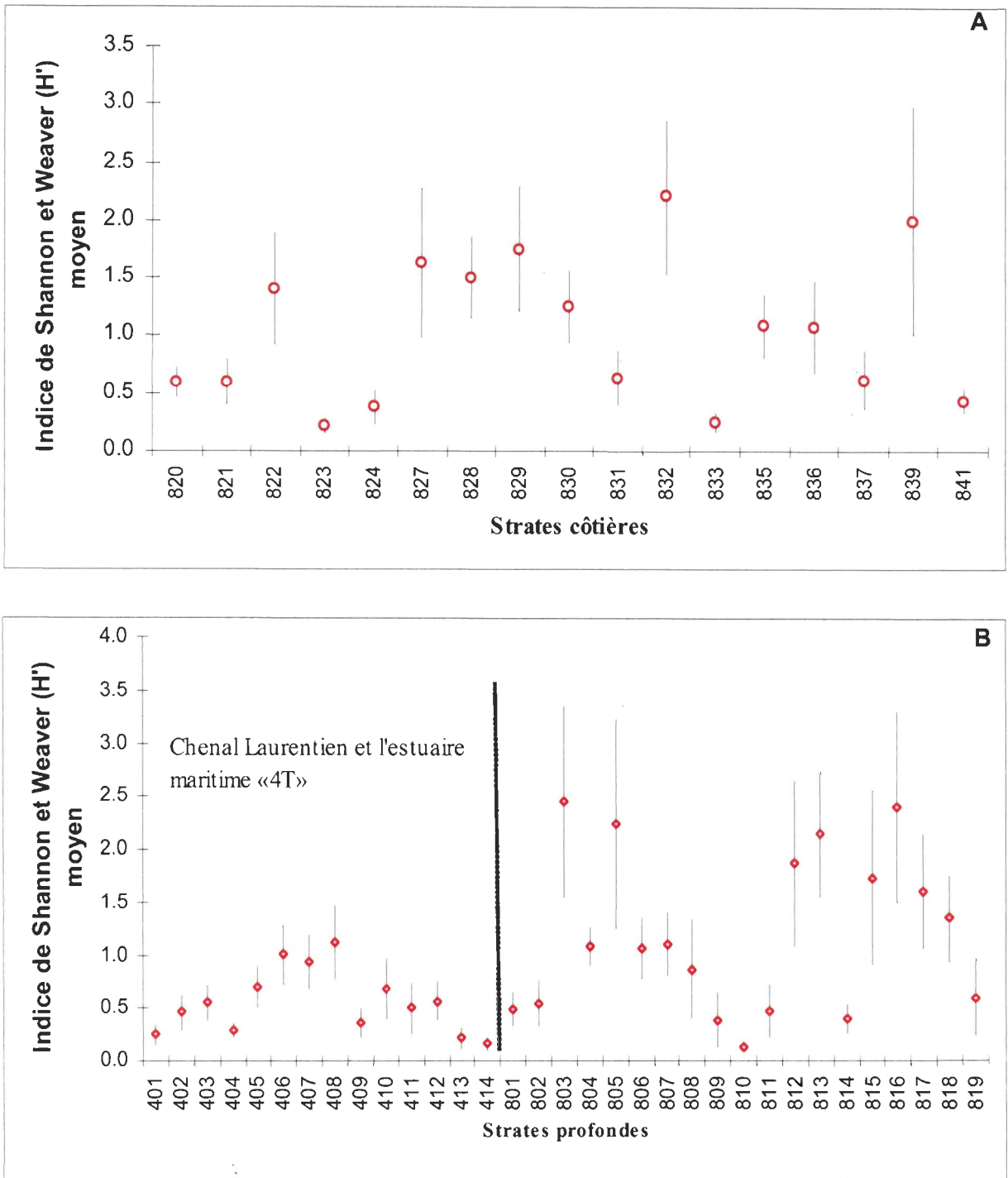


Fig.13. Variabilité inter-strates de l'indice de Shannon & Weaver dans la communauté côtière (A) et la communauté d'eau profonde (B) dans le nord du Golfe du Saint-Laurent (H' moyen \pm écart-type).

3.4 Courbes de *K*-dominance

La comparaison des courbes des fréquences cumulées basées sur l'abondance et la biomasse des espèces permet de visualiser si les communautés sont dominées par des individus de petite taille ou par des individus de forte masse corporelle. Dans ce but, on a regroupé les données pour chaque période définie par l'analyse temporelle des communautés : 1) échelle du nord du golfe 1990-1992 (G_1), 1993-1995 (G_2) et 1996-2003 (G_3); 2) échelle de la communauté d'eau profonde 1990-1992 (P_1), 1993-1995 (P_2) et 1996-2003 (P_3), 3) échelle de la communauté côtière 1990-1991 (C_1), 1992-1996 (C_3) et 1997-2003 (C_2).

Pour la période de 1990 à 1992 (G_1) (Fig. 14), la courbe de distribution des fréquences en termes d'abondance des espèces est plus élevée que la distribution en biomasse, indiquant ainsi une forte dominance d'individus de faible masse corporelle, ce qui peut être associé à la pression de la pêche. Pour la période 1993-1995 (G_2), il y a une inversion puisque la distribution en biomasse est plus élevée que la distribution en abondance des espèces dominantes. Ceci est lié à une croissance des individus présents dans le milieu, sans apport important de recrues. Pour la période de 1996 à 2003 (G_3), les distributions définies en termes de biomasse et d'abondance des espèces sont quasiment confondues, ce qui indiquerait un rééquilibrage des communautés. On observe des tendances similaires à l'échelle de la communauté d'eau profonde (Fig. 15A). Pour la communauté côtière, la dominance d'individus de forte masse corporelle persiste lors de la période 1997-2003 (C_2) (Fig. 15B). Il n'y aurait donc pas de recrutement important de petits individus des espèces principales dans les secteurs côtiers, au cours de cette période.

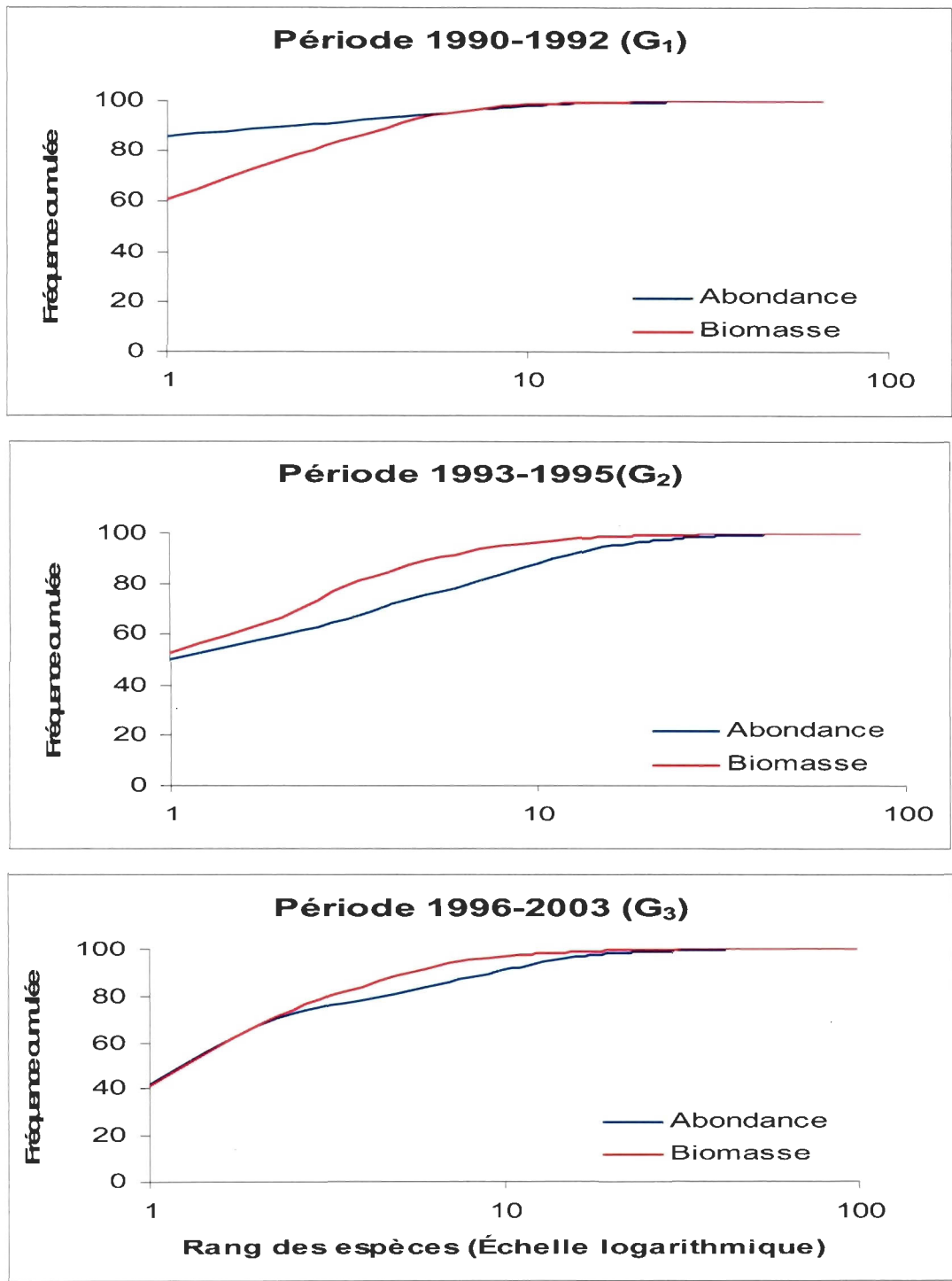


Fig. 14. Courbes de K-dominance moyennes basées sur l'abondance et la biomasse des poissons démersaux, à l'échelle du nord du golfe du Saint-Laurent.

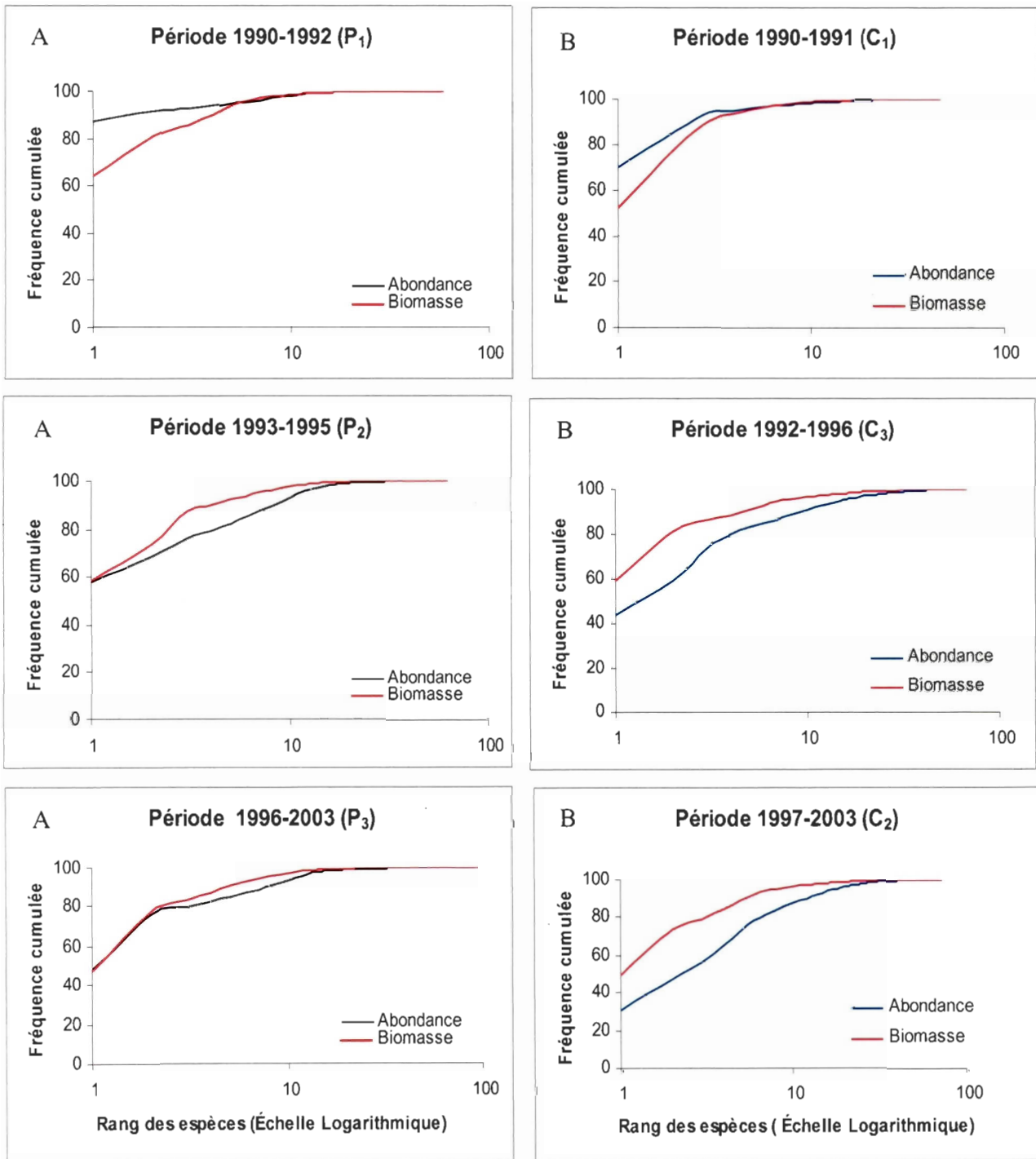


Fig.15. Courbes de K-dominance à l'échelle des deux communautés du nord du golfe Saint-Laurent. A : échelle de la communauté d'eau profonde, B : échelle de la communauté côtière (Les années 1993 et 2002 sont exclues dans les calculs pour la communauté côtière).

4. DISCUSSION

4.1 Structure des communautés

Les analyses statistiques ont mis en évidence deux communautés bien définies (R global = 0,858 ; $p < 0,001$). Une communauté côtière correspond aux strates situées au-dessus de 200 m de profondeur. Elle est caractérisée par les poissons alligator (Agonidae), les sculpins (*Sculpin* sp), le Quatre-lignes atlantique (*Eumesogrammus praecisus*), ainsi que par les lompénies (*Lumpenus* sp.). Une communauté des eaux profondes se situe dans les chenaux qui entaillent le golfe du Saint-Laurent. Les espèces qui le caractérisent sont l'Aiguillat noir (*Centroscyllium fabricii*), le Lussion blanc (*Arctozenus risso*), la Plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*), la Merluche à longues nageoires (*Phycis chesteri*), la Molasse atlantique (*Melanostigma atlanticum*) et le Grenadier du Grand Banc (*Nezumia bairdii*). Un troisième groupe d'espèces est commun aux deux ensembles : la Morue franche (*Gadus morhua*), le Flétan noir (*Reinhardtius hippoglossoides*), les sébastes (*Sebastes* spp.), ainsi que la Plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*). Ces espèces, à répartition générale, font partie des espèces traditionnellement pêchées dans le golfe du Saint-Laurent.

La structure observée est semblable à celle observée dans le sud du golfe du Saint-Laurent par Koeller & Legrelsley (1981). Elle apparaît commune aux assemblages des poissons démersaux de l'Atlantique Nord. Elle est décrite, avec les mêmes espèces caractéristiques, sur les Grands Bancs de Terre-Neuve par Colvocoresses & Musick, 1984, Overholtz & Tyler, 1985, Mahon & Smith, 1989, Gomes *et al.*, 1992 et Gomes *et al.*, 1995. On la retrouve également dans l'Atlantique Nord-Est (Gomes *et al.*, 2001). Selon ces différents travaux, les espèces du troisième groupe identifiées ici dans ce travail sont considérées comme

un groupe intermédiaire aux communautés d'eau profonde et côtière. Selon les résultats obtenus ici, le terme d'espèces à large répartition, ou espèces ubiquistes selon la définition de Koeller & Legresley (1981) paraît plus approprié pour le golfe du Saint-Laurent.

La profondeur semble être le principal facteur structurant la distribution spatiale des communautés du nord du golfe du Saint-Laurent. La distribution des espèces démersales selon le gradient bathymétrique est le phénomène qui est souvent observé par différents auteurs dans l'Atlantique Nord (Overholtz & Tyler, 1985; Gomes *et al.*, 1992; Gomes *et al.*, 1995; Mahon *et al.*, 1998; Gomes *et al.*, 2001). Cela a été aussi observé en Méditerranée (Poulard & Boucher, 1997; Gaertner *et al.*, 1998; Colloca *et al.*, 2003; Massuti & Moranta, 2003; Gaertner *et al.*, 2005), en Nouvelle-Zélande (McClatchie *et al.*, 1997), dans le sud-est de l'Australie (Connell & Lincoln-Smith, 1999), en mer de Chine (Jin, 2004) et dans le sud et sud-est de l'Asie (Garces *et al.*, 2006). Néanmoins, il est difficile d'identifier le facteur qui est vraiment responsable de la structure des communautés le long d'un gradient bathymétrique. De nombreux auteurs ont démontré que plusieurs variables environnementales sont liées à ce gradient, comme la température de l'eau, la salinité, ou encore les types de sédiments (Horne & Campana, 1989; Mahon & Smith, 1989; Perry & Smith, 1994; Perry *et al.*, 1994; Auster *et al.*, 1995; Demestre *et al.*, 2000). Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, la température pourrait aussi influencer la structure des communautés. La température au fond a été régulièrement enregistrée à chaque trait de chalut. On constate (Fig. 16) que la communauté côtière échantillonnée est associée aux eaux de la couche intermédiaire froide (0 à 2 °C) tandis que la communauté profonde se retrouve dans les eaux plus chaudes (environ 5 °C) reliées à l'intrusion en profondeur des eaux océaniques.

Les analyses multivariées ont révélé des modifications temporelles au sein des assemblages démersaux du nord du golfe du Saint-Laurent. Trois groupes d'années ont été identifiés selon les analyses statistiques : la période prémoratoire (1990 à 1992), la période de 1993 à 1995, qui inclut les deux premières années de moratoire sur la pêche dirigée à la morue, et la période récente, de 1996 à 2003. Ces groupes d'années se séparent à un niveau de similarité élevé de 70 %. Ce niveau élevé s'explique par les espèces communes à tous ces groupes. Il s'agit de l'Aiguillat noir, de la Morue franche, de la Merluche blanche, des sébastes, de la Plie canadienne, de la Plie grise, et du Flétan noir. Ces espèces contribuent à plus de 50 % de la similarité entre les périodes. Ce sont les abondances relatives de quelques espèces dominantes qui différencient les groupes. En effet, 10 à 15 % de la dissimilarité totale est associée à la Morue franche, les Sébastes et le Flétan noir (Tableau 4). De fait, l'abondance et la biomasse de la Morue et des sébastes ont chuté dramatiquement au cours de la période analysée alors que celle du Flétan a montré un accroissement important (Tableau 3). De telles modifications structurelles des assemblages démersaux, induites par des variations d'abondance de quelques espèces dominantes, ont déjà été décrites par Xu & Jin (2005) pour la mer Jaune.

Au niveau de la communauté d'eau profonde les analyses multivariées montrent la même structure temporelle qu'à l'échelle du golfe, contrairement au niveau de la communauté côtière qui présente quatre périodes selon les analyses statistiques : la période 1990 à 1991 (C₁), 1992 à 1996 (C₃) qui inclut les années de moratoire sur la pêche dirigée à la morue, la période récente 1997 à 2003 (C₂), et les années 1993 et 2002 (C₄). Cela peut s'expliquer par la discrimination importante observée. En effet, les fortes dissimilarités totales observées sont associées à la Morue, aux sébastes et à la Plie canadienne. Cette communauté est sujette à des variations importantes d'abondance de quelques espèces dominantes.

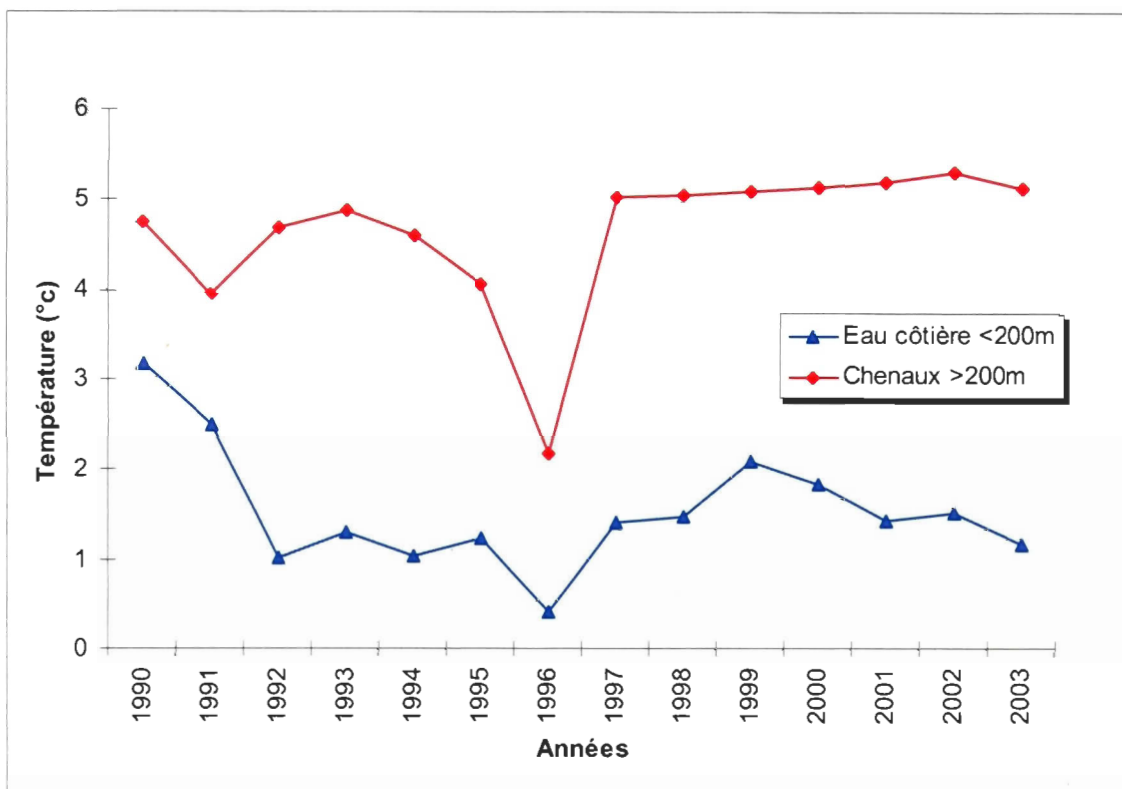


Fig. 16. Évolution de la température moyenne de l'eau au fond pour les régions côtières et profondes lors des relevés scientifiques de chalutage.

4.2 Analyse de la diversité spécifique

À l'échelle de l'ensemble de la région étudiée, les trois indices utilisés (H' de Shannon-Weaver, $N1$ et $N2$ de Hill) montrent une tendance interannuelle similaire. Cette tendance est plus marquée pour les indices calculés sur la base des abondances des espèces que celle calculée sur la base de leurs biomasses. Les indices calculés dans la présente étude semblent être plus ou moins sensibles aux abondances des espèces plutôt qu'à leurs biomasses. L'augmentation des indices observée de 1990 à 1994 ne correspond pas l'ajout de nouvelles espèces, mais plutôt à un resserrement de la structure des abondances des espèces présentes. Tandis que le nombre des espèces traditionnellement dominantes (Morue, sébastes) s'effondre, l'abondance d'autres espèces (raies, Plie canadienne, Lussion, Aiguillat noir) augmente légèrement et ces espèces prennent plus d'importance dans la structure des communautés. Le décalage temporel de l'effondrement des biomasses par rapport à celui des abondances explique le retard observé dans la réaction des indices fondés sur la biomasse. Ceci est illustré par les courbes de K -dominance obtenues pour la période 1990 à 1992, lorsque les communautés sont encore dominées par un grand nombre d'individus de petite taille. Pour la période 1993 à 1995, l'abondance des quelques espèces dominantes s'effondre tandis que la croissance des individus présents maintient les biomasses relativement stables. La diminution des indices de diversité calculés en termes d'abondance, qui est observée à partir de 1998, est associée à l'augmentation sensible de l'abondance des sébastes et surtout de celle du Flétan noir, qui entraîne une distorsion dans les structures. Même si la croissance de l'abondance des sébastes peut être considérée comme faible par rapport aux valeurs historiques (MPO, 2004), elle est cependant suffisante pour affecter les indices. Dans les années récentes, on observe aussi la progression d'espèces « marginales » comme la Molasse atlantique, le Lussion blanc et la Morue arctique.

La faible diminution des indices calculés sur la base des biomasses entre 1994 et 2000 indique que la progression des biomasses ne suit pas celle des abondances. En fin de période, les communautés sont constituées d'individus relativement de faible masse corporelle. Les courbes de *K*-dominance pour les années récentes indiquent, en revanche, un certain rééquilibrage entre biomasse et abondance, en raison essentiellement de l'augmentation importante du nombre de flétans noirs. De fait, les chercheurs du MPO ont déjà mentionné que le recrutement des espèces qui étaient dominantes dans le système du nord du golfe du Saint-Laurent est moyen ou faible depuis plusieurs années. C'est le cas de la Morue (MPO, 2006a), de la Plie grise (MPO, 2006b) et de la Plie canadienne (MPO, 2005). Seul le Flétan noir (MPO, 2006c) montre des signes de récupération. Le faible recrutement de ces espèces, a contribué au fait que des espèces de rang inférieur prennent plus d'importance dans la structure des communautés actuelles.

Les tendances observées à l'échelle du nord du golfe, aussi bien pour les indices de diversité que pour les courbes de *K*-dominance, se retrouvent pour la communauté d'eau profonde. Dans la communauté côtière, les variations temporelles des indices de diversité (H' , $N1$, $N2$) ne suivent pas exactement les changements observés à l'échelle générale. À partir de 1994, l'ensemble des indicateurs de diversité montre une tendance à la décroissance, cette décroissance apparaît plus nette si l'on considère les indices calculés sur la base des abondances des espèces que si l'on considère ceux calculés sur la base des biomasses. L'indice $N2$ montre une tendance à la décroissance dès 1994, mais cette tendance n'est pas statistiquement significative. Cet indice montre la différence entre les communautés côtières et d'eau profonde. Il est plus sensible aux espèces les plus abondantes que les autres indices. La communauté côtière est globalement plus diversifiée avec un cortège d'espèces sans intérêt commercial qui

n'apparaît pas affecté par l'exploitation. Une diminution de $N2$ serait ainsi causée par l'augmentation progressive de quelques espèces dominantes, phénomène observé pour la communauté d'eau profonde à partir de 1997, mais apparemment moins marqué pour la communauté côtière. Les tendances générales observées sont essentiellement reliées aux variations récentes d'abondance et de biomasse des sébastes et du Flétan noir qui sont surtout dominants dans la communauté d'eau profonde. Ces variations se feront moins sentir dans la communauté côtière. Les courbes de K -dominance montrent que les augmentations en nombre observées dans la communauté d'eau profonde n'ont pas affecté la communauté côtière puisque les courbes de biomasses dominant sur les courbes d'abondance jusque dans les années récentes.

L'utilisation des indices de diversité (H' , $N1$, $N2$) permet de mettre en évidence une différence entre deux communautés ou deux systèmes. Dans les analyses réalisées par d'autres auteurs, les différences sont attribuées soit à un impact de l'exploitation directe ou indirecte (Greenstreet & Hall, 1996; Bianchi *et al.*, 2000; Dään *et al.*, 2005; Shin *et al.*, 2005), soit à des facteurs écologiques (McClatchie *et al.*, 1997; Poulard & Blanchard, 2005) ou encore biogéographiques (Boucher, 1997; Garibaldi & Caddy, 1998). Dans cette étude, le seul facteur écologique mesuré est la température (Fig. 16) dont les variations ne paraissent pas pouvoir expliquer les tendances observées dans les indices de diversité.

Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, on observe que les tendances des indices de diversité, calculées pour l'ensemble de la zone, peuvent être mises en parallèle avec les modifications des pratiques de pêche découlant des mesures de gestion mises en place au cours de la période d'étude (Fig. 17). L'augmentation de l'indice de Shannon & Weaver observée au

début des années 1990 coïncide avec la diminution générale des Totaux Admissibles des Captures (TAC) sur les poissons de fond et avec la mise en place de la grille séparatrice Nordmore dans la pêche à la crevette. L'usage de cette grille a permis de réduire le volume des prises accessoires de petits individus. Par exemple, selon Fréchet (1996), elle a permis l'exclusion d'environ 95 % des jeunes morues qui étaient auparavant capturées dans les chaluts. Ces mesures peuvent être reliées à l'augmentation importante de l'ordre 34 % et 24 % de l'indice de diversité de Shannon & Weaver calculé respectivement sur la base des abondances et des biomasses. Au cours de la période de moratoire sur la pêche à la morue, de 1994 à 1997, l'indice reste relativement stable. La faible intensité de capture a permis l'augmentation en nombre de quelques espèces (Flétan noir, Aiguillat noir, sébastes). Cette tendance s'est poursuivie après la réouverture de la pêche dirigée à la morue, qui s'est effectuée uniquement avec des engins fixes (palangres, filets maillant), essentiellement côtiers. Cette tendance générale est observée aussi pour la communauté d'eau profonde. Elle est, en revanche, moins nette pour la communauté côtière. La croissance d'abondance est, de fait, notée surtout pour des espèces à affinité profonde et ne semble pas affecter de façon aussi évidente la communauté côtière.

Cependant, il est important de souligner les limites des indices de diversité tels que ceux que nous avons utilisés dans la présente étude. Ces indices (H' , $N1$, $N2$) ne tiennent pas compte de la fréquence de taille des espèces étudiées. Les poissons matures et juvéniles n'occupent pas le même niveau dans le réseau trophique et devraient, sans doute, être considérés comme des « espèces » différentes. De plus, les espèces démersales n'ont pas la même probabilité de capture à l'engin de pêche utilisé lors des relevés scientifiques, ce qui pourrait exclure leurs présences dans les captures et ainsi modifier la composition spécifique des relevés. Enfin, ce sont des indices synthétiques qui ne tiennent pas compte de la composition spécifique : des

mêmes valeurs d'indice peuvent correspondre à des structures différentes, comme cela est observé en partie dans cette étude. De plus, une augmentation des indices, qui traduit ici un rétrécissement de la structure d'abondance et de biomasse, ne signifie pas nécessairement un signe d'amélioration de l'écosystème.

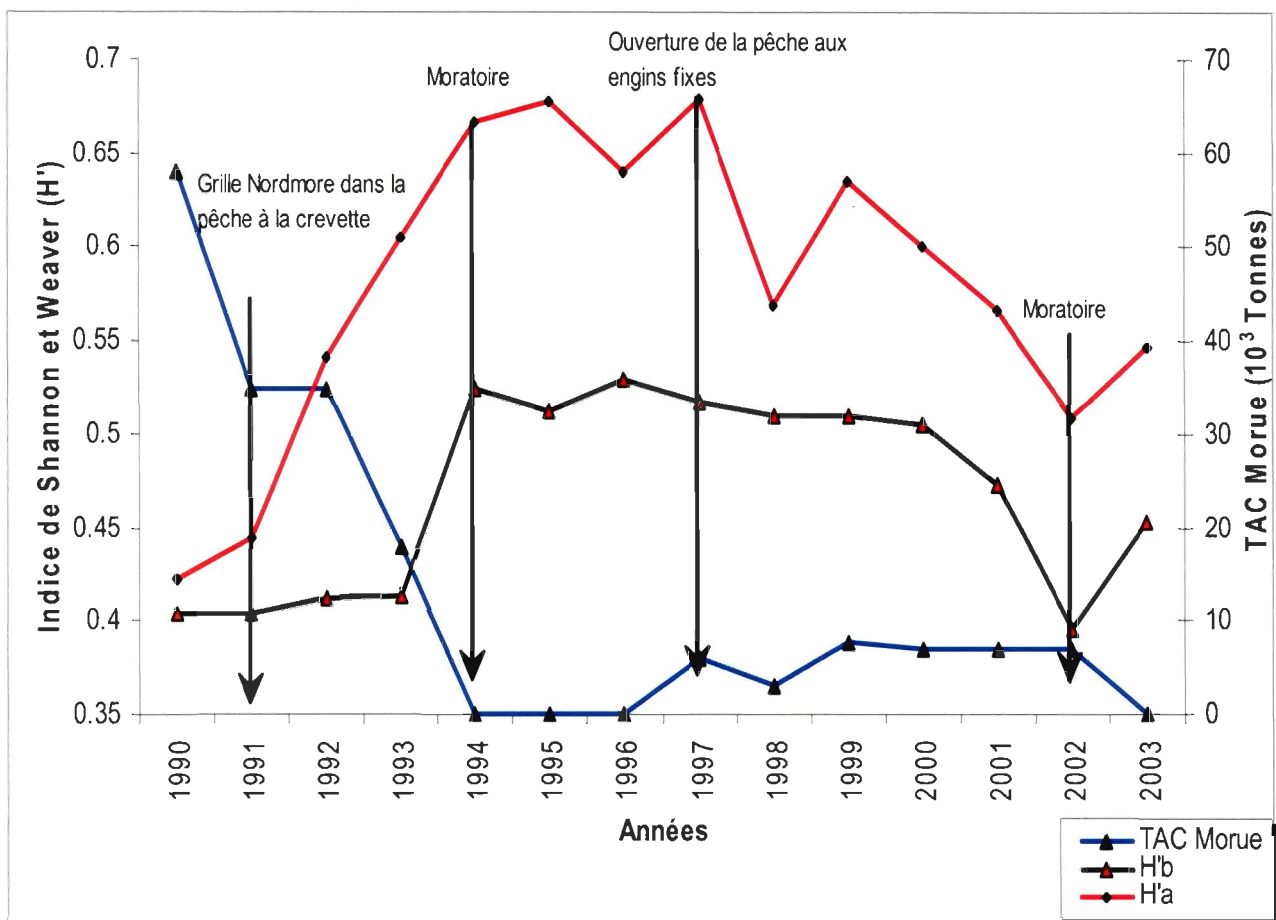


Fig. 17. Figure de synthèse des variations temporelles de l'indice de diversité spécifique de Shannon et Weaver (H') des poissons démersaux sur l'ensemble du nord du golfe du Saint-Laurent, l'indice calculé sur la base des abondances (a) et sur la base des biomasses (b), avec le Total Admissible de Capture de morue (TAC) en tonnes, et les mesures de gestion.

5. CONCLUSION

Dans ce travail, on a analysé les variations spatio-temporelles de la diversité des espèces démersales dans le nord du golfe du Saint-Laurent. L'originalité de ce travail réside dans le fait qu'il tient compte à la fois de la structure et de la distribution spatiale des communautés de poissons démersaux. L'examen des hypothèses qui sous-tendent l'analyse de la diversité a permis de mettre en évidence non seulement les effets d'une intense exploitation halieutique, mais aussi les mesures de gestion émises par le ministère des Pêches et des Océans sur la diversité des espèces démersales du nord du golfe Saint-laurent.

Notre étude fait ressortir une structure bien particulière des communautés de poissons démersaux et les effets que les changements des modes d'exploitation et des mesures de gestion ont pu avoir sur la structure de ces communautés. La profondeur s'avère être le facteur important structurant la distribution des communautés du nord du golfe du Saint-Laurent, et affecte aussi la diversité. La température semble également jouer un rôle dans la structure des communautés, mais n'affecte pas la diversité. L'évolution temporelle de la structure des communautés du golfe définie révèle trois périodes : la période pré-moratoire (1990 à 1992), dominée essentiellement par la Morue et les sébastes, la période 1993 à 1995 et la période récente 1996 à 2003 qui est dominée essentiellement par le Flétan noir. La communauté d'eau profonde, peu diversifiée, mais comportant essentiellement des espèces d'intérêt commercial, montre une réaction nette aux mesures de gestion, et ses tendances paraissent contrôler les tendances observées à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude. La communauté côtière est caractérisée par une diversité plus élevée, avec de nombreuses espèces non exploitées ; elle

réagit de façon moins nette aux mesures de gestion, les espèces qui y sont traditionnellement exploitées (Morue, essentiellement) ne montrant aucun signe de récupération.

Pour conclure, les résultats présentés ici devraient apporter de nouvelles informations permettant de contribuer à une meilleure gestion écosystémique du nord du golfe du Saint-Laurent.

RÉFÉRENCES

- Auster, P.J., Malatesta, R.J. & S.C., La Rosa, 1995.** Patterns of microhabitat utilization by mobile megafauna on the southern New England (USA) continental shelf and slope. *Marine Ecology Progress Series* 127, 77-85.
- Barbault, R., 1992.** *Écologie des peuplements, structure, dynamique et évolution.* Masson, Paris, 273 p.
- Bianchi G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Paya, I., Sansbury, K., Sanchez F. & K., Zwanenburg, 2000.** Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 57, 558-571.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Albaret, J.J., Ching, C.V., Day, J.W., Elliot, M., Fonseca, M.S., Hoss, D.E., Orensanz, J., Potter, I.C. & W., Silvert, 2000.** Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57, 590–602.
- Blanchar, F., 2001.** Une approche de dynamique des peuplements de poissons démersaux exploités : analyse comparée de la diversité spécifique dans le golfe de Gascogne (Océan Atlantique) et dans le golfe du Lion (mer Méditerranée). *Aquatic Living Resources* 14, 29-40.
- Boucher, G., 1997.** Diversité spécifique et fonctionnement des écosystèmes : revue des hypothèses et perspectives de recherche en écologie marine. *Vie & Milieu* 47, 307-316.
- Bourdages, H., Archambault, D., Morin, B., Fréchet, A., Savard, L., Grégoire, F. & R. Dufour, 2004.** Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2004 dans le nord du golfe du Saint-Laurent. MPO, Secrétariat Canadien de Consultation Scientifique, Document de recherche 2004/112, 42p.
- Bray, J.R. & J.T., Curtis, 1957.** An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325-349.
- Bugden, G.L., 1991.** Changes in temperature-salinity characteristics of the deeper waters of gulf of St-lawrence. Lawrence over the past few decades. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic sciences* 113, 139-147.
- Chouinard, G. A. & A., Fréchet, 1994.** Fluctuations in the cod stocks of the Gulf of St. Lawrence. *ICES Marine Science Symposium* 198, 121–139.
- Christensen, V., 1998.** Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology* 53 (Supplement A), 128–142.

- Christie, W.J., 1993.** Developing the concept of sustainable fisheries. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 2 (2), 99-109.
- Clarke, K.R., 1993.** Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117–143.
- Clarke, K.R. & Green, R.H., 1988.** Statistical design and analysis for a «biological effects» study. *Marine Ecology Progress Series* 46, 213-226.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2001.** PRIMER v5: User Manual / Tutorial. Primer- E. Ltd., Plymouth.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 2001.** Change in marine communities. An approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd ed. Primer- E. Ltd., Plymouth.
- Collignon, J., 1991.** Écologie et biologie marine; introduction à l'halieutique. Masson, Paris, 298p.
- Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A. & G., Ardizzone, 2003.** Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 469-480.
- Colvocoresses, J. A. & J. A., Musick, 1984.** Species associations and community composition of Middle Atlantic Bight Continental Shelf demersal fishes. *Fishery Bulletin* 82, 295–313.
- Connell, S.D. & M.P., Lincoln-Smith, 1999.** Depth and the Structure of Assemblages of Demersal Fish: Experimental Trawling Along a Temperate Coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48, 483–495.
- Conseil pour la Conservation des Ressources Halieutiques, 1997.** Un cadre pour la conservation de poisson de fond sur la côte Atlantique du Canada. Rapport au Ministre des Pêches et des Océans, 72 p.
- COSEPAC, 2005.** Espèces canadiennes en péril. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 74 p.
- Dään, N., Gislason, H., Pope, J. G. & J. C., Rice, 2005.** Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62, 177-188.
- Daget, J., 1979.** Les modèles mathématiques en écologie. Masson, Paris 2^e ed. 172 p.
- De Lafontaine, Y., Demers, S. & J., Runge, 1991.** Pelagic food web interactions and productivity in the Gulf of St. Lawrence: a perspective, J.-C. Therriault (ed) *The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary?* Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 113, 99-123.

- Demestre, M., Sanchez, P., & P., Abello, 2000.** Demersal fish assemblages and habitat characteristics on the continental shelf and upper slope of the north-western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 80, 981-988.
- Dutil, J.-D., Castoguy, M., Hammill, M.O., Lambert, Y., Ouellet, P., Chabot, D., Browman, H., Gilbert, D., Fréchet, A., Gagné, J.A., Gascon, D. & L., Savard. 1998.** Environnemental influences on the productivity of cod stocks: Some evidence for the Northern Gulf of St. Lawrence, and required changes in management practices. *Secrétariat canadien pour l'évaluation des stocks, Document de Recherche* 018.42 p.
- Field, J.G., Clarke, K.R., & R.M., Warwick, 1982.** A Practical Strategy for Analysing Multispecies Distribution Patterns. *Marine Ecology Progress Series* 8, 37-52.
- Food and Agriculture Organisation (F.A.O.), 2002.** The State of World's Fisheries and Aquaculture Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.
- Fréchet, A., 1996.** Morue du nord du golfe du Saint-Laurent. MPO, Pêche de l'Atlantique Rapport sur l'état des stocks 53, 8 p.
- Fréchet, A., 2005.** Changements dans les caractéristiques biologiques des pêches du golfe du Saint-Laurent (Divisions 4RST de l'OPANO) depuis 1960. Secrétariat canadien de consultation scientifique du Ministère des Pêches et des Océans, Document de Recherche 088, 34 p.
- Frontier, S., 1983.** Stratégies d'échantillonnage en écologie. Masson / Les presses de l'Université Laval, Québec, 494 p.
- Gaertner, J.C., Chessel, D. & J., Bertrand, 1998.** Stability of spatial structures of demersal assemblages: a multitable approach. *Aquatic Living Resources* 11(2), 75-85.
- Gaertner, J.C., Bertrand, J.A., Samani, D. & A., Souplet, 2005.** Spatio-Temporal Organisation Patterns of Demersal Assemblages of The East Coast of Corsica (Mediterranean Sea). *Vie et Milieu* 55 (2), 81-89.
- Gagnon, P., 1991.** The effects of set to strata allocation adjustments. *CAFSAC Research Document*, 062, 9 p.
- Garces, L.R., Stobutzki, I., Alias, M., Campos, W., Koongchai, N., Lachica-Alino, L., Mustafa, G., Nurhakim, S., Srinath, M., & G., Silvestre, 2006.** Spatial structure of demersal fish assemblages in South and Southeast Asia and implications for fisheries management. *Fisheries Research* 78, 143-157
- Garibaldi, L., & Caddy, J.F., 1998.** Biogeographic characterization of Mediterranean and Black Seas faunal provinces using GIS procedures. *Ocean & Coastal Management* 39, 211-227.

- Gomes M.C., Haedrich R.L. & J.C., Rice 1992.** Biogeography of groundfish assemblages on the Grand bank. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 14, 13-27.
- Gomes, M. C., Haedrich, R. L. & M., Guadalupe Villagarcia, 1995.** Spatial and temporal changes in the groundfish assemblages on the north-east Newfoundland/Labrador shelf, North-west Atlantic, 1978–1991. *Fisheries Oceanography* 4, 85–101.
- Gomes, M. C., Serrão, E. & M. F., Borges, 2001.** Spatial patterns of groundfish assemblages on the continental shelf of Portugal. *ICES Journal of Marine Science* 58, 1–15.
- Gray, J.S, Aschan, M., Carr, M. R., Clarke, K. R., Green, R. H., Pearson, T. H., Rosenberg, R. & R. M., Warwick, 1988.** Analysis of community attributes of benthic macrofauna of frierford/Langesundford and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series* 46, 151-165.
- Gray, J. S., Clarke, K. R., Warwick, R M. & Hobbs, G., 1990.** Detection of initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 66, 285-299.
- Gray, C.A., Johnson, D.D., Broadhurst, M.K., & D.J., Young, 2005.** Seasonal, spatial and gear-related influences on relationships between retained and discarded catches in a multi-species gillnet fishery. *Fisheries Research* 75, 56–72
- Greenstreet, S. P. R. & S. J., Hall, 1996.** Fishing and the ground fish assemblage structure in the North western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. *Journal of Animal Ecology* 65, 577–598.
- Greenstreet, S. P. R., Spence, F. E. & J. A., McMillan, 1999.** Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. V. Changes in the structure of the North Sea groundfish species assemblage between 1925 and 1996. *Fisheries Research* 40 (2), 153–183
- Haedrich, R. L. & S. M., Barnes, 1997.** Changes over time of the size structure in an exploited shelf fish community. *Fisheries Research* 31, 229–239.
- Hill, M.O., 1973.** Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54, 427-432.
- Horne, J.K. & S.E., Campana, 1989.** Environmental factors influencing the distribution of juvenile groundfish in nearshore habitats of Nova Scotia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 1277-1286.
- Hutchings, J.A. & R.A., Myers, 1994.** What can be learned from the collapse of a renewable resource? Atlantic cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51(9), 2126-2146

- Jennings, S. & N.V.C., Polunin, 1996.** Impacts of fishing on tropical reefs ecosystems. *Ambio* 25, 44–49.
- Jennings, S. & M.J, Kaiser 1998.** The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34, 201-351.
- Jennings, S., Pope, J.G., MacDonald, D.S., Daan, N. & J.D., Reynolds, 2000.** Gauging the impact of fishing mortality on non-target species. *ICES Journal of Marine Science* 57 (3), 689-696.
- Jin, X., 2003.** Fishery biodiversity and community structure in the Yellow and Bohai Seas. *American Fisheries Society symposium* 38, 643–650.
- Jin, X., 2004.** Long-term changes in fish community structure in the Bohai Sea, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59, 163-171.
- Koeller, P. A. & M., Legresley. 1981.** Abundance and distribution of finfish and squid from E.E. PRINCE trawl surveys in the southern Gulf of St. Lawrence, 1970-79. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1028, iv+ 56p.
- Koutitonsky, V.G. & G.L. Bugden, 1991.** The Physical Oceanography of the Gulf of St. Lawrence : A Review with Emphasis on the Synoptic Variability of the Motion. Réimprimé de J.-C. Theriault [ed.], *Le golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire?* Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 113, 57-90
- Koslow, J.A., Hanley, F. & R., Wicklend, 1988.** Effect of fishing on reef communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Marine Ecology Progress Series* 43, 201–212.
- Lamshead, P.J.D., Platt, H.M. & K.M., Shaw, 1983.** The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History* 17, 859-874.
- Lande, R., 1996.** Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76, 5-13.
- Legendre, I. & P., Legendre, 1998.** Numerical Ecology. Second English Edition. *Developments in Environmental Modelling*, 20. Elsevier Scientific Publication, Amsterdam, 853 p.
- Lobry, J., Gascuel, D. & F., Domain, 2003.** La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen : utilisation d'indices classiques pour un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème. *Aquatic Living Resources* 16, 59-68.
- Mahon, R. & R.W., Smith, 1989.** Demersal fish assemblages on the Scotian shelf, Northwest Atlantic: spatial distribution and persistence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 134-152.

- Mahon, R., Brown, S.K., Zwanenburg, K.C.T., Atkinson, D.B., Buja, K.R., Claffin, L., Howell G.D., Monaco, M.E., O'Boyle, R.N. & M., Sinclair 1998.** Assemblages and biogeography of demersal fishes of the East coast of North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1704-1738.
- Massuti, E. & J., Moranta, 2003.** Demersal assemblages and depth distribution of Elasmobranchs from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science* 60, 753–766.
- McClatchie, S., Millar, R.B., Webster, F., Lester, P.J., Hurst, R. & N., Bagley, 1997.** Demersal fish community diversity off New Zealand: is it related to depth, latitude and regional surface phytoplankton? *Deep-sea Research* 44, 647-667.
- Morin, B., Bernier, B. & N., St-Hilaire, 1999.** L'état du stock de sébaste de l'unité 1 (Gulf of St-Laurent) en 1998. DFO Atlantic Fisheries Research Document, 132, 38p.
- MPO, 2004.** Sébaste de l'unité 1 – Mise à jour 2003. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Rapport sur l'état des stocks 015, 7 p.
- MPO, 2005.** Plie canadienne du sud du golfe du Saint-Laurent (div. 4T). Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 008, 6 p.
- MPO, 2006a.** Évaluation du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2005. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 010, 14 p.
- MPO, 2006b.** Évaluation de la plie grise dans le golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST de l'OPANO). Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 013, 10 p.
- MPO, 2006c.** Évaluation du stock de flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2005. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 011, 14 p.
- Myers, R.A., Hutchings, J.A. & N.J., Barrowman, 1996.** Hypotheses for the decline of cod in the North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 138(1-3), 293-308.
- Myers, R. & B., Worm, 2003.** Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423, 280-283.
- Overholtz, W.J. & A.V., Tyler, 1985.** Long-term responses of the demersal fish assemblages of Georges Bank. *Fishes Bulletin* 83 (4), 507-520.
- Pauly, D., 1979.** Theory and management of tropical multispecies stocks: a review, with emphasis on the Southeast Asian demersal fisheries. *ICLARM Studies and Reviews*. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, N° 1, 35 p.

- Pauly, D., 1988.** Fisheries research and the demersal fisheries of Southeast Asia. *In* Fish Population Dynamics, pp. 329–348. Ed. by J. A. Gulland. John Wiley and Sons, London. 422 p.
- Pauly, D. & P., Dalzell, 1989.** Assessment of the fish resources of Southeast Asia, with emphasis on the Banda and Arafura Seas. Proceeding of the Snellius II Symposium, Theme: Pelagic Systems, 1990, Netherlands Journal of Sea Research 25(4), 641-650.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres, F. Jr., 1998.** Fishing down marine food webs. *Science*, 279, 5352, 860-863.
- Perry R.I. & S.J., Smith, 1994.** Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: an application to the northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 589-602.
- Perry R.I., Stocker, S.J. & J., Fargo, 1994.** Environmental effects on the distributions of the groundfish in Hecate Strait, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 1401-1409.
- Pielou, E.C., 1977.** *Mathematical ecology*. 2nd ed. John Wiley, Wiley-Interscience, Toronto, 385 p.
- Piet, G.J. & S., Jennings, 2005.** Response of potential fish community indicators to fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62, 214-225.
- Poulard, J. C. & J., Boucher, 1997.** Spatial distribution of species assemblages in the Celtic Sea and the Bay of Biscay. Working paper. ICES WG on Ecosystem Effects of Fishing, Copenhagen, 17 p.
- Poulard, J.C. & F., Blanchard, 2005.** The impact of climate change on the fish community structure of the eastern continental shelf of the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* 62, 1436-1443.
- Sainsbury, K. J., Campbell, R. A., Lindholm, R. & A. W., Whitelaw, 1997.** Experimental management of an Australian multispecies fishery: examining the possibility of trawl-induced habitat modification. *In* Global Trends: Fisheries Management, pp. 107–112. Ed. by E. K. Pikitch, D. D. Huppert, and M. P. Sissenwine. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 328 p.
- Sainsbury, K. J., Smith, A. & H., Webb, 1998.** Current use and recommendations for future development of sustainability indicators to measure performance of Australian fisheries against ESD objectives. CSIRO, Hobart, Tasmania. (Australia), 105 p.

- Saucier, F. J., Roy, F., Gilbert, D., Pellerin, P. & H., Ritchie, 2003.** Modeling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the gulf of Saint Lawrence. *Canadian Journal of Geophysical Research*, 108, C8, 32-39.
- Shannon, C.E. & W., Weaver, 1948.** The mathematical theory for communication. *The Bell System Technical Journal* 27, 379-423 ET 623-656. (Urbana Univ. Press, Illinois, 117-127).
- Sharp, G. & Csirke, J. (eds), 1984.** Proceedings of the Expert Consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. *FAO Fisheries Report* 291(2), 553 p.
- Shears, N. T., & R. C., Babcock, 2003.** Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series*. 246, 1–16.
- Shin, Y-J., Rochet, M-J., Jennings, S., Field, J. G. & H. Gislason, 2005.** Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62, 384-396.
- Sinclair, A.F. & S.A., Murawski, 1997.** Why have groundfish stocks declined? In *Northwest Atlantic Groundfish: Perspectives on a Fishery Collapse*. J. Boreman, B.S. Nakashima, J.A. Wilson, et R.L. Kendall (Eds). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 71-94.
- Svedäng, H., 2003.** The inshore demersal fish community on the Swedish Skagerrak coast: regulation by recruitment from offshore sources. *ICES Journal of Marine Science* 60, 23-31.
- Vecchione, M., Mickevich, M.F., Fauchald, K., Collette, B.B., Williams, A.B., Munroe, T.A. & R.E., Young, 2000.** Importance of assessing taxonomic adequacy in determining fishing effects on marine biodiversity. *ICES Journal of Marine Science* 57(3), 677-681.
- Walters, C. & J.J., Maguire, 1996.** Lessons for stocks assessment from the Northern Cod Collapse. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6, 125-137.
- Warwick, R.M., Pearson, T.H., Ruswahyuni, 1987.** Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. *Marine Biology*. 95, 193–200.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., & R., Watson, 2006.** Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314: 787-790.
- Xu, B. & X., Jin, 2005.** Variations in fish community structure during winter in the southern Yellow Sea over the period 1985–2002. *Fisheries Research* 71, 79–91.

Zar, J.H., 1984. Biostatistical Analysis. Second edition, Prentice-Hall, INC., Englewood cliffs, N.J., 07632, 718 p.

Zwanenburg, K.C.T., 2000. The effects of fishing on demersal fish communities of the Scotian Shelf. ICES Journal of Marine Science 57 (3), 503-509.

ANNEXES

Annexe 1. Liste d'espèces et groupes d'espèces du nord du golfe du Saint-Laurent considérées dans les analyses. T : Espèce exploitée, N : Espèce non-exploitée.

Code	Nom commun français	Nom scientifique	Statut de pêche
12	Myxine du nord	<i>Myxine glutinosa</i>	N
15	Lamproie de mer	<i>Petromyzon marinus</i>	N
24	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	T
27	Aiguillat noir	<i>Centroscyllium fabricii</i>	T
89	Raies sp.	<i>Raja sp.</i>	T
90	Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	T
91	Raie lisse	<i>Malacoraja senta</i>	T
100	Raie tachetée	<i>Leucoraja ocellata</i>	T
102	Raie à queue épineuse	<i>Bathyraja spinicauda</i>	T
111	Mante atlantique	<i>Manta birostris</i>	N
193	Grande argentine	<i>Argentina silus</i>	N
205	Gonostomidae	Gonostomidae	N
208	Cyclothone à petites dents	<i>Cyclothone microdon</i>	N
220	Sternoptychidae	Sternoptychidae	N
221	Hache d'argent à grandes épines	<i>Argyropelecus aculeatus</i>	N
222	Dix-bardes à épines courtes	<i>Polyipnus asteroides</i>	N
227	Chaudière très lumineuse	<i>Chauliodus sloani</i>	N
230	Dragon-boa	<i>Stomias boa ferox</i>	N
272	Lanterne glacière	<i>Benthoosema glaciale</i>	N
320	Lussion blanc	<i>Arctozenus risso</i>	N
426	Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	N
438	Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	T
439	Morue de Groenland	<i>Gadus ogac</i>	T
441	Aiglefin	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	T
443	Goberge	<i>Pollachius virens</i>	T
444	Merluche à longues nageoires	<i>phycis chesteri</i>	T
447	Merluche blanche	<i>Urophycis tenuis</i>	T
449	Merlu argenté	<i>Merluccius bilinearis</i>	T
451	Morue arctique	<i>Boreogadus saida</i>	T
454	Mustèle arctique à 3 barbillons	<i>Gaidropsarus ensis</i>	N
461	Motelle à quatre barbillons	<i>Enchelyopus Cimbrius</i>	N
471	Grenadier	Macrouridae	N
472	Grenadier ns	<i>Nematonurus armatus</i>	N
478	Grenadier de Baird	<i>Nezumia Bairdi</i>	N
479	Grenadier(NCN)	<i>Nezumia hildebrandi</i>	N

Annexe 1. (Suite)

Code	Nom commun français	Nom scientifique	Statut de pêche
481	Grenadier de roche	<i>Coryphaenoides rupestris</i>	N
693	Lançon ns.	<i>Ammodytidae</i>	N
699	Loup à tête large	<i>Anarhichas denticulatus</i>	T
700	Loup atlantique	<i>Anarhichas lupus</i>	T
701	Loup tacheté	<i>Anarhichas minor</i>	T
705	Sigouine de roche	<i>Pholis gunnellus</i>	N
711	Quatre-lignes atlantique	<i>Eumesogrammus praecisus</i>	N
712	Ulvaire deux lignes	<i>Ulvaria subbifurcata</i>	N
714	Lompénies sp.	<i>Lumpenus sp.</i>	N
726	Lycodes ns.	<i>Lycodes sp.</i>	N
744	Loquette d'Amérique	<i>Zoarcetes americanus</i>	N
745	Molasse atlantique	<i>Melanostigma atlanticum</i>	N
792	Sebaste sp.	<i>Sebastes sp.</i>	T
808	Sculpins Sp.	Cottidae	N
809	Hémitriptère atlantique	<i>Hemitripterus americanus</i>	N
810	Hameçon ns.	<i>Artemiellus sp.</i>	N
811	Hameçon atlantique	<i>Artemiellus atlanticus</i>	N
812	Hameçon neigeux	<i>Artemiellus uncinatus</i>	N
814	Faux-trigle armé	<i>Triglops murrayi</i>	N
817	Chaboisseaux ns.	<i>Myoxocephalus sp.</i>	N
835	Poisson-alligator	Agonidae	N
836	Agone atlantique	<i>Leptagonus decagonus</i>	N
838	Poisson-alligator atlantique	<i>Aspidophoroides monopterygius</i>	N
844	Petite poule de mer atlantique	<i>Eumicrotremus spinosus</i>	N
849	Grosse poule de mer	<i>Cyclopterus lumpus</i>	T
854	Escargots de mer	<i>Paraliparis sp.</i>	N
857	Limaces ns.	<i>Liparis sp.</i>	N
889	Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoide</i>	T
890	Plie grise	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	T
891	Limande à queue jaune	<i>Limanda ferruginea</i>	T
892	Flétan du Groenland	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	T
893	Flétan atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	T
895	Plie rouge	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	T
966	Baudroie d'Amérique	<i>Lophius americanus</i>	T
982	Pêcheur à trèfle	<i>Cryptosara couesii</i>	N

Annexe 2. Espèces démersales les plus abondantes en fonction de leur rang dans le nord du golfe du Saint-Laurent.

Code	Nom scientifique	Nom commun	Communauté côtière (<200m)	Communauté profonde (>200m)
			Rang	
12	<i>Myxine glutinosa</i>	Myxine du nord	-	12
27	<i>Centroscyllium fabricii</i>	Aiguillat noir	-	3
89	<i>Raja</i> sp.	Raies n.i.	14	15
90	<i>Amblyraja radiata</i>	Raies épineuse	-	14
91	<i>Malacoraja senta</i>	Raies lisse	-	19
272	<i>Benthoosema glaciale</i>	Lanterne glacière	-	20
320	<i>Arctozenus risso</i>	Lussion blanc	-	6
*438	<i>Gadus morhua</i>	Morue franche	2	5
439	<i>Gadus ogac</i>	Morue du Groenland	17	-
444	<i>Urophycis chesteri</i>	Merluche à longues nageoires	-	10
447	<i>Urophycis tenuis</i>	Merluche blanche	-	11
451	<i>Boreogadus saida</i>	Saïda (Morue arctique)	3	13
461	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	Motelle à quatre barbillons	-	16
478	<i>Nezumia bairdii</i>	Grenadier de Baird	-	9
693	Ammodytidae	Lançon	18	-
700	<i>Anarhichas lupus</i>	Loup atlantique	11	-
711	<i>Eumesogrammus praecisus</i>	Quatre-lignes atlantique	9	-
714	<i>Lumpeinus</i> sp.	Lompénie	10	-
726	Zoarcidae	Lycode n.s.	12	17
745	<i>Melanostigma atlanticum</i>	Molasse atlantique	20	8
792	<i>Sebastes</i> spp.	Sebastes n.i.	6	1
808	Cottidae	Hameçon atlantique	4	18
814	<i>Triglops murrayi</i>	Faux-trigle armé	15	-
835	Agonidae n.i.	Poisson-alligator	8	-
836	<i>Leptagonus decagonus</i>	Poisson-alligator du nord	19	-
844	<i>Eumicrotremus spinosus</i>	Petite poule de mer atlantique	7	-
849	<i>Cyclopterus lumpus</i>	Grosse poule de mer	16	-
*889	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	1	4
*890	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	Plie grise	13	7
*892	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan noir (Groenland)	5	2

* Espèces commune entre les deux communautés, avec des rangs élevés.