



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/002

Région du Québec

Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2019

M. Blais, P. S. Galbraith, S. Plourde, L. Devine et C. Lehoux

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la Mer, P.O. Box 1000
Mont-Joli, QC, G5H 3Z4

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par:

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devine, L. et Lehoux, C. 2021. Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/002. iv + 68 p.

Also available in English :

Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devine, L. and Lehoux, C. 2021. Chemical and Biological Oceanographic Conditions in the Estuary and Gulf of St. Lawrence during 2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/002. iv + 66 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	2
RÉCOLTE D'ÉCHANTILLONS.....	2
OXYGÈNE	3
ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON	3
TÉLÉDÉTECTION DE LA COULEUR DE L'OCÉAN	4
INDICES DE ZOOPLANCTON.....	5
TABLEAUX SYNOPTIQUES.....	6
OBSERVATIONS.....	7
ENVIRONNEMENT PHYSIQUE	7
OXYGÈNE AU FOND	7
ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON	7
Stations de monitoring à haute fréquence	7
Sous-régions du golfe	9
Télédétection de la couleur de l'océan	9
ZOOPLANCTON.....	10
Stations de monitoring à haute fréquence	10
Sous-régions du golfe	11
Phénologie des copépodes	11
Tableaux synoptiques	11
DISCUSSION.....	12
CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES.....	12
PHYTOPLANCTON	14
ZOOPLANCTON.....	15
SOMMAIRE	17
REMERCIEMENTS	18
RÉFÉRENCES CITÉES.....	18
TABLEAUX.....	21
FIGURES.....	22
ANNEXES.....	63

RÉSUMÉ

Un aperçu des conditions océanographiques chimiques et biologiques du golfe du Saint-Laurent (GSL) en 2019 est présenté dans le cadre du Programme de Monitoring de la Zone Atlantique (PMZA). Les données du PMZA, ainsi que celles provenant de programmes de monitoring régionaux, sont analysées et présentées en fonction des moyennes à long terme (climatologie) et ce, dans le contexte d'un réchauffement ayant commencé en 2010. En 2019, les concentrations d'oxygène à 300 m ont atteint un minimum record dans l'estuaire du Saint-Laurent, et les concentrations dans le GSL étaient les 2^e ou 3^e valeur les plus faibles de la série temporelle. Les inventaires de nitrates dans la couche de surface (0–50 m) étaient près ou légèrement au-dessus de la normale durant l'hiver, et généralement sous la normale à l'été et à l'automne. Ceci suggère une importante diminution du contenu en nitrates entre mars et juin, particulièrement dans le sud (sGSL) et l'est (eGSL) du GSL. En 2019, l'inventaire de nitrates dans la couche profonde (300 m) était près de la normale dans l'eGSL, une première depuis 2012 alors que des anomalies positives de nitrates ont commencé à être observées en lien avec des intrusions d'eaux chaudes et salées. Les inventaires de phosphates et de silicates dans la couche profonde sont quant à eux restés au-dessus de la normale en 2019 dans le GSL. En dépit d'une importante diminution du contenu de nitrates au printemps, l'imagerie satellitaire indique que le bloom printanier avait une magnitude et une amplitude sous la normale partout dans le GSL. Les anomalies annuelles de la chlorophylle intégrée verticalement (chl α ; 0–100 m) étaient supérieures à la normale dans l'ouest (oGSL) et l'est du GSL principalement à cause des fortes concentrations enregistrées à l'automne. Les analyses taxonomiques montrent une grande proportion de diatomées à la station Rimouski en 2019, alors que la communauté de phytoplancton était dominée par les cellules de petite taille à la station de la vallée de Shediac. La biomasse de zooplancton en 2019 était au-dessus de la normale à la station de Rimouski et dans l'oGSL pour la première fois depuis 2013-2014, mais elle est restée sous la normale ailleurs dans le GSL. L'abondance des grands calanoïdes était soit près, soit juste au-dessus de la normale dans toutes les sous-régions en 2019. Ceci s'explique par les abondances de *Calanus finmarchicus* qui étaient près de la normale dans tout le GSL, par les fortes abondances de *Calanus hyperboreus* à la station de Rimouski et dans l'oGSL (au printemps seulement), et par une abondance record de *Calanus glacialis* dans l'eGSL. Les petits calanoïdes et les copépodes associés à l'eau chaude étaient généralement près ou au-dessus de la normale, en accord avec la tendance observée lors des dernières années. L'abondance des copépodes associés à l'eau froide était au-dessus de la normale dans l'eGSL dû à *C. glacialis* et elle a atteint un record à la station de la vallée de Shediac grâce à *C. glacialis* et *Metridia longa*. La phénologie de *C. finmarchicus* à la station Rimouski suggère que l'émergence de la diapause et le développement vers l'adulte ont eu lieu au moment habituel, ou légèrement avant. La cohorte de jeunes stades copépodites (CI–CIII) est apparue tôt en mai, mais elle a été de longue durée et a atteint son abondance maximale à la fin juin. L'échantillonnage peu fréquent et irrégulier à la station de la vallée de Shediac nous empêche de bien décrire les patrons saisonniers associés aux nutriments et aux niveaux trophiques inférieurs à cette station.

INTRODUCTION

Mis en œuvre en 1998 (Therriault *et al.* 1998), le Programme de Monitorage de la Zone Atlantique (PMZA) vise à permettre à Pêches et Océans Canada (MPO) de 1) mieux comprendre, décrire et prévoir l'état de l'écosystème marin et 2) quantifier les changements des propriétés physiques, chimiques et biologiques de l'océan ainsi que les relations prédateur-proie des ressources marines. Le PMZA fournit des données pour appuyer le développement durable des activités océaniques. L'évaluation annuelle de la répartition et de la variabilité des éléments nutritifs et des communautés planctoniques qui en dépendent est un élément essentiel du programme d'observation du PMZA.

Une description de la répartition spatio-temporelle de l'oxygène dissous, des éléments nutritifs (nitrate, silicate, phosphate) et des concentrations de chlorophylle *a* (chl *a*) dans l'eau de mer fournit des données importantes sur les mouvements des masses d'eau ainsi que sur l'emplacement, le moment et l'ampleur des cycles de production biologique. Une description de la répartition du phytoplancton et du zooplancton fournit des données importantes sur les organismes qui constituent la base du réseau trophique marin. La compréhension des cycles de production du plancton est une part essentielle d'une approche écosystémique de la gestion des pêches.

Le PMZA tire ses renseignements sur l'état de l'écosystème marin de données recueillies dans un réseau de lieux d'échantillonnage (stations de monitoring à haute fréquence et sections transversales du plateau) qui se trouvent dans chaque région du MPO (Québec, Golfe, Maritimes et Terre-Neuve-et-Labrador; voir la figure 1 pour connaître les lieux de la région du Québec) et qui sont échantillonnés à une fréquence qui varie d'hebdomadaire à annuelle. Le plan d'échantillonnage fournit des renseignements précieux sur la variabilité naturelle des propriétés physiques, chimiques et biologiques du plateau continental de l'Atlantique Nord-Ouest : les sections transversales fournissent des données géographiques détaillées, mais elles offrent une couverture saisonnière limitée tandis que les sites de monitoring à haute fréquence placés à des endroits stratégiques complètent l'échantillonnage en fournissant des données détaillées sur les variations saisonnières des propriétés de l'écosystème.

Dans le présent document, nous passons en revue les conditions océanographiques chimiques et biologiques (niveaux trophiques inférieurs) du golfe du Saint-Laurent (GSL) en 2019. Les conditions océanographiques physiques qui prévalaient en 2019 sont décrites dans Galbraith *et al.* (2020). La décharge moyenne annuelle d'eau douce dans l'estuaire était à son plus haut niveau depuis 1976. Le volume maximal de glace de mer était près de la normale, mais le volume de la couche hivernale mélangée était à un niveau record en raison de l'entrée des eaux du plateau du Labrador. La moyenne de la température de surface de mai à novembre était sous la normale. En fait, de façon générale sur l'ensemble du GSL, la température de surface était la 2^e plus froide (après 2018) depuis 2002. La moyenne saisonnière de la température minimale de la couche intermédiaire froide était près de la normale. La température des eaux profondes (> 150 m) était au-dessus de la normale, avec une advection des eaux du détroit de Cabot : la moyenne annuelle de température dans le GSL a atteint des records à 250 m et 300 m. Le présent rapport décrit les cycles de production et la composition de la communauté de phytoplancton et de zooplancton en 2019 dans ce contexte.

MÉTHODES

RÉCOLTE D'ÉCHANTILLONS

Toutes les étapes de collecte et de traitement des échantillons respectent les normes du protocole du PMZA (Mitchell *et al.* 2002). Les mesures sur le terrain qui sont comprises dans le présent rapport ont été réalisées le long de sept sections au cours de relevés effectués en hiver, en été et à l'automne (habituellement en mars, juin et novembre) chaque année, et à deux stations de monitoring à haute fréquence (Figure 1). Dans le présent document, les sept sections, ainsi que les stations supplémentaires échantillonnées entre les sections, sont regroupées en trois sous-régions afin de mieux correspondre aux échelles spatiales examinées par le PMZA dans d'autres régions (Figure 2) :

- (1) ouest du GSL (oGSL) : cette région est généralement profonde (> 200 m) et froide en été. Elle est fortement influencée par les eaux de ruissellement du fleuve Saint-Laurent ainsi que par les eaux froides et denses du chenal Laurentien. Elle comprend les sections de l'estuaire du Saint-Laurent (TESL), de Sept-Îles (TSI) et du sud-ouest de l'île d'Anticosti (TASO);
- (2) sud du GSL (sGSL) : cette région est peu profonde (< 100 m) et chaude en été. Elle est influencée par le courant de Gaspé et n'inclut que la section des îles de la Madeleine (TIDM);
- (3) est du GSL (eGSL) : cette région, comportant des chenaux profonds et un plateau relativement large (< 100 m), est caractérisée par une salinité de surface élevée et directement influencée par l'intrusion d'eaux des plateaux du Labrador et de Terre-Neuve. Elle comprend les sections du centre du GSL (TCEN), du détroit de Cabot (TDC) et de la baie Bonne (TBB);

Le tableau 1 fournit des détails sur les relevés d'échantillonnage de 2019 et les figures 2 et 3 résument l'effort d'échantillonnage durant les relevés PMZA saisonniers ainsi qu'aux stations de monitoring à haute fréquence. La station de Rimouski (profondeur de 320 m) est échantillonnée depuis 1991 – à une fréquence hebdomadaire ou presque en été; une à deux fois par mois du printemps et à la fin de l'automne; et rarement en hiver (à l'exception du relevé d'hiver) en raison de la glace. Elle a été incluse dans l'examen annuel des conditions environnementales du PMZA depuis 2004 afin de représenter les conditions dans l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) et l'oGSL. Depuis le début du PMZA, la station de la vallée de Shediac (profondeur de 84 m) représente les conditions dans le sGSL et l'écoulement de l'ESL. La fréquence d'échantillonnage y est plutôt mensuelle et encore moins élevée de janvier à avril en raison de son éloignement. L'échantillonnage des sections et des sites de monitoring à haute fréquence comprend un profil de conductivité, température, profondeur (CTD) [température, salinité, fluorescence, oxygène dissous, pH] ainsi que l'échantillonnage d'eau à l'aide de bouteilles Niskin (surface, 5 m, 15 m, 25 m, 50 m, 100 m, 200 m, 300 m, 400 m, fond). L'eau recueillie dans les bouteilles Niskin est destinée à l'analyse de l'oxygène dissous (méthode de Winkler), des éléments nutritifs (AutoAnalyseur Technicon ou Alpkem), de la chl *a* (fluoromètre) ainsi qu'à l'identification du phytoplancton (microscopie inversée) (Mitchell *et al.* 2002). Enfin, le mésozooplancton (< 1 cm) a été échantillonné à l'aide d'un filet vertical (diamètre de 75 cm, mailles de 200 μ m) déployé du fond vers la surface afin de procéder à l'identification et aux mesures de biomasse.

Depuis 1996, un relevé hivernal de la couche de mélange de surface du GSL est effectué habituellement entre le début et le milieu du mois de mars à l'aide d'un hélicoptère de la Garde côtière canadienne (GCC). L'échantillonnage des éléments nutritifs de surface (2 m) est fait depuis 2001 (Galbraith 2006, Galbraith *et al.* 2006) et des profondeurs supplémentaires ont été

échantillonnées en mars 2016 et 2017 puisque l'échantillonnage a été effectué depuis un navire de la GCC au lieu d'un hélicoptère durant ces deux années. Ce relevé a ajouté une quantité importante de données à l'échantillonnage hivernal de la région autrefois limité. Plus d'une centaine de stations ont été échantillonnées en hélicoptère entre le 4 et le 13 mars 2019.

OXYGÈNE

On utilise la concentration d'oxygène à 300 m comme indicateur de monitoring des conditions hypoxiques dans le GSL parce qu'elle varie moins dans le temps que les concentrations d'oxygène en surface, qui elles varient selon les saisons sous l'effet du mélange de la colonne d'eau et de la production primaire. La concentration d'oxygène est mesurée à l'aide d'une sonde Sea-Bird SBE43 montée sur la CTD; la sonde est étalonnée par rapport à des échantillons d'eau de mer prélevés et analysés par titration selon la méthode de Winkler à chaque profil vertical (pour la procédure d'étalonnage, voir les [notes 61-1, 61-2 et 61-3 sur l'application Sea-Bird](#)). Nous présentons ici la distribution des concentrations annuelles moyennes d'oxygène à 300 m dans le GSL, obtenues avec la sonde CTD, ainsi que les séries chronologiques des concentrations annuelles moyennes d'oxygène en profondeur.

ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON

Les données sur la chl *a* et les éléments nutritifs recueillis le long des sections du PMZA et aux sites de monitoring à haute fréquence ont été intégrées à divers intervalles de profondeur (p. ex. 0–100 m pour la chl *a*; 0–50 m et 50–150 m pour les éléments nutritifs) en utilisant l'intégration numérique trapézoïdale. La chl *a* est utilisée comme un proxy pour la biomasse de phytoplancton. Pour faire l'intégration verticale, on assume que la concentration à la limite d'intégration supérieure est équivalente à la concentration mesurée pour l'échantillon récolté le plus près de la surface, et on assume que la concentration à la limite d'intégration inférieure est la même que celle mesurée pour l'échantillon récolté le plus près de cette profondeur. En 2016 et 2017, les profils verticaux des éléments nutritifs dans le GSL ont révélé que les concentrations de nitrate étaient homogènes dans les 50 m supérieurs de la colonne d'eau durant l'hiver (environ 14 mmol/m³; voir la section Résultats). Donc, pour les années lors desquelles les profils verticaux de nutriment ne sont pas disponibles, incluant 2019, les valeurs intégrées de nitrate du relevé hivernal ont été calculées en utilisant les concentrations en surface (2 m) × 50 m, en supposant que les concentrations de nitrate sont homogènes dans la couche de mélange hivernale à ce moment de l'année.

Dans le présent document, une description détaillée des variations saisonnières est fournie pour différents indices nutritifs et phytoplanctoniques. Pour les stations de monitoring à haute fréquence, nous présentons les concentrations de nitrates dans les couches de surface, intermédiaire et profonde, la concentration de chl *a*, l'abondance du phytoplancton et de ses principaux taxons. L'identification taxonomique est seulement faite pour les échantillons de phytoplancton prélevés aux stations de monitoring à haute-fréquence. Le ratio entre les diatomées et les flagellées, ou celui entre les diatomées et les dinoflagellés peut être utilisé comme un proxy de la structure de taille de la communauté de phytoplancton. Pour les trois sous-régions du GSL décrites ci-dessus, nous présentons les concentrations saisonnières de nitrates et de chl *a* intégrées sur différentes couches de la colonne d'eau, ainsi que la distribution spatiale des nutriments (nitrates, phosphate, silicate, rapport azote-phosphore [N:P]) et de la chl *a*. La consommation printanière des nutriments a été estimée en fonction de la différence entre les concentrations de nitrates de mars et juin, et cette consommation est utilisée comme un proxy de la production printanière de phytoplancton puisque l'échantillonnage a lieu après le bloom printanier. Les anomalies de chaque indice ont été

calculées (voir la section Tableaux synoptiques ci-dessous) pour les stations de monitoring à haute fréquence et les sous-régions du GSL.

TÉLÉDÉTECTION DE LA COULEUR DE L'OcéAN

Les données satellitaires sur la couleur de l'océan fournissent des images à grande échelle de la biomasse phytoplanctonique en surface (chl *a*) dans tout l'Atlantique Nord-Ouest. Nous avons utilisé des images satellitaires composites de quatre boîtes du GSL (nord-ouest et nord-est du GSL, Plateau madelinien et détroit de Cabot; voir la figure 4 pour les emplacements) prises aux deux semaines pour compléter les observations faites à partir de navires, particulièrement en ce qui concerne la phénologie de la floraison printanière, et pour accroître la couverture saisonnière et spatiale et ainsi fournir une interprétation plus juste des données récoltées durant les relevés en mer. L'imagerie de la couleur de l'océan renseigne sur le moment et l'étendue spatiale des floraisons printanière et automnale, mais elle ne dit rien au sujet de la dynamique qui prend place en deçà des quelques mètres supérieurs de la colonne d'eau. De plus, parce que les données satellitaires sur la couleur de l'océan dans l'estuaire du Saint-Laurent sont largement biaisées par des particules inorganiques en suspension et de la matière organique dissoute colorée, il est impossible de les utiliser de manière absolue. Des données sur la dynamique printanière du phytoplancton à la surface de l'estuaire du Saint-Laurent sont recueillies par échantillonnage hebdomadaire à la station de Rimouski, mais la résolution temporelle n'est pas toujours suffisante pour mesurer les paramètres de la floraison, tel qu'expliqué plus loin. Nous ne présenterons donc pas les mesures de la floraison printanière dans l'estuaire, mais nous y décrivons la variabilité saisonnière et interannuelle de la biomasse phytoplanctonique. De plus, les relevés océanographiques à grande échelle incluent un transect dans l'estuaire (TESL) et servent de base à une estimation générale des concentrations de phytoplancton en été et en automne dans cette région.

La biomasse de plancton en surface a été estimée à partir des données sur la couleur de l'océan recueillies par le « Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor » ([SeaWiFS](#)) lancé par la NASA à la fin de l'été 1997, le capteur « Aqua » du « Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer » ([MODIS](#)) lancé par la NASA en juillet 2002 et, plus récemment, le « Visible Infrared Imaging Radiometer Suite » ([VIIRS](#)), lancé en octobre 2011. Dans le présent rapport, les données de SeaWiFS de 1998 à 2007 et les données de MODIS de 2008 à 2011 sont combinées à celles de VIIRS de 2012–2018 afin de concevoir une série chronologique composite de la chl *a* en surface dans quatre sous-régions du GSL (Figure 4). Le rendement du satellite MODIS en ce qui concerne l'estimation de la chl *a* a été comparé à celui de SeaWiFS pour quelques régions dans le monde. Bien que les différences par rapport à la conception des capteurs, à l'orbite et à l'échantillonnage entre MODIS et SeaWiFS aient entraîné des écarts entre les valeurs de chl *a* calculées (Gregg et Rousseaux 2014), les biais associés à ces satellites ne dépassent généralement pas les incertitudes algorithmiques de manière significative, particulièrement dans les eaux non turbides (Zibordi *et al.* 2006, Arun Kumar *et al.* 2015). Des études récentes comparant les trois satellites indiquent qu'ils offrent des données uniformes sur la couleur des océans, indiquant des patrons et des magnitudes semblables et une fidélité élevée entre eux (Wang *et al.* 2013, Barnes et Hu 2016).

Toutes les sous-régions sélectionnées pour les données d'imagerie satellitaire se trouvent à l'extérieur du panache du fleuve Saint-Laurent puisque les données des régions influencées par cette eau douce ne sont pas fiables en raison de leur turbidité et de l'apport fluvial de matières colorées provenant de la terre, comme mentionné précédemment. L'unité de télédétection de l'Institut océanographique de Bedford (IOB) [MPO, Dartmouth, N.-É.] a fourni des images-satellites composites) à partir du « [NASA's Goddard Space Flight Center](#) ». Des statistiques de base (moyenne, étendue, écart-type) ont été extraites des images composites moyennées de

façon bi-mensuelle en faisant la moyenne de tous les pixels de chaque boîte (SeaWiFS et MODIS ont une résolution spatiale de 1,5 km, tandis que VIIRS a une résolution spatiale de 1 km).

Une fonction gaussienne modifiée du modèle temporel a été utilisée pour décrire les caractéristiques de la floraison printanière de phytoplancton en fonction des données satellitaires combinées (Zhai *et al.* 2011). Quatre indices différents ont été calculés pour décrire les caractéristiques de la floraison printanière : la date de début (jour de l'année), la durée de la floraison (en jours), l'ampleur (l'intégrale de la concentration de chl *a* sous la courbe de Gauss) et l'amplitude (concentration de chl *a* maximale). De plus, la biomasse de chl *a* moyenne au printemps (mars à mai), en été (juin à août) et en automne (septembre à novembre) ainsi que la moyenne annuelle (mars à novembre) ont été calculées. Pour chacune de ces huit mesures, nous avons calculé les anomalies annuelles normalisées (voir la section Tableaux synoptiques ci-dessous) afin d'évaluer les tendances temporelles entre les différentes boîtes statistiques.

INDICES DE ZOOPLANCTON

Nous fournissons également une description détaillée des profils saisonniers pour différents indices de zooplancton, principalement aux stations de Rimouski et de la vallée de Shediac, mais également pour les trois sous-régions du GSL décrites précédemment. Pour les sites de monitoring à haute fréquence, nous présentons la biomasse totale de zooplancton (poids sec), l'abondance totale de copépodes et l'abondance relative des espèces de copépodes composant 95 % des taxons identifiés selon l'abondance. De plus, nous incluons les abondances et la composition selon le stade des *Pseudocalanus* spp. (station de Rimouski seulement) et de *Calanus finmarchicus*. En raison de son importance pour la biomasse totale de zooplancton dans le GSL, une description détaillée de *Calanus hyperboreus* est fournie pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Nous présentons également la biomasse totale de zooplancton et l'abondance totale de *C. finmarchicus*, de *C. hyperboreus* et de *Pseudocalanus* spp. au printemps et à l'automne pour les trois sous-régions du GSL en raison de leurs régimes océanographiques distincts. Comme les échantillons de zooplancton sont récoltés sur toute la colonne d'eau, les indices de zooplancton sont en fait des métriques intégrées verticalement.

Les changements dans la phénologie du zooplancton ont été décrits en utilisant *C. finmarchicus* comme indicateur. Nous avons utilisé la série chronologique à la station de Rimouski parce qu'elle fait l'objet d'une identification des stades et d'un échantillonnage adéquats depuis 25 ans (1994). Cependant, la méthode d'échantillonnage a changé au cours de la série temporelle. De 1994 à 2004, avant l'utilisation des filets standards du PMZA (filet de 75 cm de diamètre avec des mailles de 200 µm tiré du fond à la surface) [Mitchell *et al.* 2002], l'abondance des stades copépodites de *C. finmarchicus* était déterminée à l'aide d'échantillons recueillis avec des filets à mailles de 333 µm (CIV à CVI) et 73 µm (CI à CIII), tirés du fond vers la surface et de 50 m à la surface respectivement, qui ont été analysés pendant six années (1994, 1996–2000) de la série chronologique (voir Plourde *et al.* 2009 pour connaître les détails). Lors d'autres années avant 2004 pour lesquelles des échantillons de 73 µm n'ont pas été analysés, l'abondance des stades CI à CIII dans les échantillons de 333 µm était ajustée selon une comparaison effectuée avec des filets ayant une taille de maille de 158 µm (S. Plourde, MPO, Mont-Joli, QC, données non publiées). La phénologie de *C. finmarchicus* a été décrite selon les étapes suivantes : 1) les données sur l'abondance relative des stades (individus/m²) ont été normalisées (proportion d'un stade copépodite/proportion maximale du stade copépodite) au cours de chaque année pour les stades CI à CIII, CIV, CV et CVI (mâles et femelles); et 2) les proportions relatives des stades ont été lissées à l'aide d'un algorithme Loess.

Finalement, des anomalies ont été calculées (voir la section Tableaux synoptiques ci-dessous) pour la biomasse du zooplancton et pour l'abondance de plusieurs de zooplancton qui reflètent soit des taxons clés de copépodes, soit des groupes fonctionnels, ou encore différents groupes d'espèces indicatifs de l'intrusion d'eau froide ou chaude, ou de conditions de température locales propres au GSL à la fois pour les stations de monitoring à haute fréquence et les sous-régions du GSL. Une liste détaillée des espèces comprise dans chaque indice général de copépodes est présentée à l'annexe 1. Occasionnellement, les taxonomistes ne parviennent pas à distinguer *C. finmarchicus* et *C. glacialis* et les considèrent dans une même catégorie. Depuis 2018, nous avons utilisé les résultats d'une étude génétique basée sur la longueur du prosome pour distinguer correctement ces espèces (Parent *et al.* 2011). Ceci pourrait avoir une influence mineure sur les patrons d'anomalies discutés dans les rapports précédents.

TABLEAUX SYNOPTIQUES

Les anomalies normalisées des indices chimiques et biologiques standard présentées dans les tableaux synoptiques ont été calculées pour les sites de monitoring à haute fréquence et les régions océanographiques. Ces anomalies sont calculées comme la différence entre la moyenne saisonnière annuelle de la variable et la moyenne de la variable pour la période de référence (habituellement 1999 à 2015 à moins qu'il soit spécifié autrement); ce nombre est ensuite divisé par l'écart-type de la période de référence pour calculer l'anomalie normalisée.

Ces anomalies sont présentées sous la forme de tableaux synoptiques où les anomalies positives sont indiquées en rouge, les anomalies négatives en bleu et les anomalies de $\pm 0,5$ écart-type en blanc (considérées comme des conditions normales). Un ensemble d'indices standard représentant les anomalies des concentrations d'éléments nutritifs, la biomasse et la dynamique de floraison printanière du phytoplancton, et l'abondance des espèces et des groupes de mésozooplancton dominants (*C. finmarchicus*, *Pseudocalanus* spp., ensemble des copépodes et ensemble des non-copépodes) est produit pour chacune des régions visées par le PMZA. Pour que l'on puisse visualiser les profils de la variation environnementale à l'échelle de l'Atlantique Nord-Ouest, le document publié par le MPO (2020) présente un tableau synoptique par zone comprenant des observations provenant de toutes les régions impliquées dans le PMZA.

Les anomalies annuelles de nutriments, des indices liés au phytoplancton ainsi que ceux liés au zooplancton sont basées sur l'estimation de la concentration annuelle moyenne (mmol m⁻² pour les nutriments et mg chl *a* m⁻² pour la biomasse de phytoplancton) ou la densité annuelle moyenne (cellules L⁻¹ pour l'abondance du phytoplancton et ind m⁻² pour l'abondance de zooplancton) à chaque station de monitoring à haute fréquence ainsi que pour chaque sous-région du GSL. Ces estimations d'abondance annuelle utilisent des modèles linéaires généraux (GLM) de la forme :

$\text{Log}_{10}(\text{Density} + 1) = \alpha + \beta_{\text{ANNÉE}} + \delta_{\text{MOIS}} + \varepsilon$ pour les stations à monitoring fréquent et
 $\text{Log}_{10}(\text{Density} + 1) = \alpha + \beta_{\text{ANNÉE}} + \delta_{\text{STATION}} + \gamma_{\text{SAISON}} + \varepsilon$ pour les sous-régions,

tel que présenté dans Pepin *et al.* (2013) et Johnson *et al.* (2016). La variable α est le point d'intersection et la variable ε est l'erreur. Pour les stations à monitoring fréquent, les variables β et δ représentent les effets catégoriques pour l'année et le mois, respectivement. Pour les sous-régions, les variables β , δ et γ tiennent compte de l'effet de l'année, de la station et de la saison, respectivement. L'estimation de la moyenne par la méthode des moindres carrés basée sur la somme des carrés de type III a été utilisée comme valeur de la moyenne annuelle. Les résultats de l'analyse du GLM pour les stations de monitoring à haute fréquence et les sous-régions du GSL sont présentés dans les annexes 2-6. Nous avons effectué une transformation logarithmique des valeurs de concentration et de densité avant de calculer les anomalies afin

de compenser la distribution asymétrique des observations. La variable *Density* a été majorée d'une unité afin d'inclure les observations dont la valeur est de 0. Les anomalies pour la biomasse du zooplancton ont également été calculées au moyen de ces GLM, mais sans la transformation logarithmique.

OBSERVATIONS

ENVIRONNEMENT PHYSIQUE

La température et la salinité de la colonne d'eau en 2019 sont décrites en détail par Galbraith *et al.* (2020). La stratification est un des paramètres clés qui contrôlent la production primaire. C'est pourquoi nous présentons la stratification de la couche de surface aux stations de monitoring à haute fréquence (Figure 5). La très forte décharge d'eau douce dans l'estuaire au printemps (Galbraith *et al.* 2020) a conduit à une forte stratification de la colonne d'eau, au-dessus des valeurs normales, en mai et en juin à la station Rimouski, et de juin à août à la station de la vallée de Shediac.

OXYGÈNE AU FOND

Dans le GSL, une valeur de 100 µM d'oxygène dissous correspond à une saturation de 30 % environ, soit la limite en deçà de laquelle l'eau est considérée comme étant hypoxique et peut limiter la survie de certaines espèces telles que la morue Atlantique (Plante *et al.* 1998). Les teneurs les plus faibles en oxygène dissous (sous 20 % de saturation ces dernières années) sont enregistrées dans les eaux profondes à la tête du chenal Laurentien, dans l'estuaire (Figure 6). En 2019, les concentrations d'oxygène dissous à 300m étaient encore fortement sous la normale partout dans le chenal Laurentien (Figure 6), atteignant les plus faibles concentrations enregistrées jusqu'à maintenant dans l'estuaire (Figure 7). Depuis 1984, les eaux profondes de l'estuaire présentent une hypoxie constante; en 2019, la teneur en oxygène dissous a diminué jusqu'à 52 µM, ce qui correspond à une saturation de 17 % environ (Figure 7). Ailleurs, les concentrations d'oxygène dissous à 300 m étaient les deuxième ou troisième (NO GSL) concentrations les plus basses enregistrées, étant légèrement au-dessus des valeurs minimales mesurées en 2018 (Figure 7).

ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PHYTOPLANCTON

La répartition des principaux éléments nutritifs inorganiques dissous (nitrate, silicate, phosphate) compris dans le programme observationnel du PMZA covarient fortement dans l'espace et dans le temps (Brickman et Petrie 2003). Pour cette raison, et comme la disponibilité de l'azote contrôle la croissance du phytoplancton dans les eaux côtières du GSL, le présent rapport met l'accent sur la variabilité des concentrations de nitrate, même s'il est aussi brièvement question de la répartition des autres éléments nutritifs. Dans le présent document, nous utilisons les termes « nitrate » ou « nitrates totaux » pour faire référence au mélange de nitrate et de nitrite ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$).

Stations de monitoring à haute fréquence

Les principaux points saillants des concentrations de nitrates et de la biomasse phytoplanctonique en 2019 sont illustrés par la figure 8 pour les deux stations de monitoring à haute fréquence. Des profils verticaux détaillés pour les nitrates et la chl *a*, ainsi que les patrons verticaux d'anomalies sont illustrés aux figures 9 et 10 pour les stations Rimouski et de la vallée de Shediac, respectivement. Sur ces figures, les profils verticaux de 2017 et 2018 sont également illustrés pour fournir un certain contexte d'interprétation. Les valeurs de nutriments et

de chl *a* sont très approximativement de 2 à 3 fois plus élevées à la station Rimouski qu'à la station de la vallée de Shediac. Les deux stations montrent habituellement une réduction dans l'inventaire de nitrate en surface au printemps et au début de l'été liée à la consommation par le phytoplancton et l'atteinte d'un minimum à l'été, le tout suivi d'une nouvelle augmentation à l'automne et au début de l'hiver alors que les processus de mélange de la colonne d'eau s'intensifient en raison des processus de refroidissement et du forçage par le vent. Cependant, les concentrations de chl *a* et l'abondance du phytoplancton montrent des patrons saisonniers distincts entre les deux stations. Les deux indices atteignent leur valeur maximale durant l'été à la station de Rimouski (Figures 8c, 11a) alors qu'ils atteignent leur maximum au début du printemps avant de diminuer rapidement et de rester stable pour le reste de la saison à la station de la vallée de Shediac (Figures 8d, 12a).

En 2019 à la station de Rimouski, les inventaires de nitrates étaient près de la normale la majeure partie de l'année, sauf au printemps où ils étaient au-dessus de la normale, ce qui a permis d'observer de fortes concentrations de chl *a* à la fin avril et au début mai (Figure 8a, c). La biomasse de phytoplancton était très variable au cours de l'année, variant entre des valeurs près ou légèrement sous la normale à des valeurs au-dessus de la normale. Globalement, l'anomalie annuelle de l'inventaire de chl *a* était positive, de même que l'anomalie des concentrations de nitrates dans la couche intermédiaire (Figure 8-tableau synoptique). La plupart de la biomasse phytoplanctonique se trouvait dans les 15 m supérieurs de la colonne d'eau, là où de faibles inventaires de nitrates se trouvaient (Figure 9).

À la station de la vallée de Shediac, à cause d'un échantillonnage peu fréquent, voire quasi inexistant en hiver et au début du printemps (Figure 8b et d), la détection des tendances saisonnières s'avère difficile. Au cours de l'année, l'inventaire des nitrates en surface et les concentrations de chl *a* étaient principalement près ou légèrement sous la normale, à l'exception d'une valeur très élevée de chl *a* (environ 550 mg m⁻²) mesurée au début mai (Figure 8b, d). Au moment de cette mesure, la biomasse de phytoplancton était distribuée de manière relativement uniforme dans la colonne d'eau alors qu'elle était restreinte aux 15 mètres supérieurs de la colonne d'eau le reste de l'année (Figure 10). Comme on a vu pour la couche intermédiaire (50–150 m) à la station de Rimouski, les inventaires de nutriments dans la couche de fond à la vallée de Shediac étaient également au-dessus de la normale (Figure 8-tableau synoptique).

L'abondance du phytoplancton à la station de Rimouski était près ou sous la normale au printemps/début de l'été ainsi qu'à la fin de l'automne, et elle était au-dessus de la normale entre ces deux périodes (Figure 11a). L'abondance totale de phytoplancton montre donc une anomalie annuelle positive en 2019 (Figure 13). La composition saisonnière de la communauté de phytoplancton était très similaire à la période de référence, avec une augmentation de la proportion de diatomées durant l'été et au début de l'automne (Figure 11b, c). Les dinoflagellés ont montré des anomalies annuelles négatives en 2019, ce qui poursuit une tendance amorcée en 2014 pour cet index de même que pour le ratio diatomées :dinoflagellés (Figure 13).

En revanche, l'assemblage de phytoplancton à la station de la vallée de Shediac durant 2019 était différent de la climatologie. L'abondance relative des diatomées a diminué de 70% à moins de 20%, avec une plus grande proportion de cellules de petite taille (Figure 12b, c). Les anomalies annuelles étaient donc négatives pour les diatomées et fortement positives pour les dinoflagellés, les flagellés et les ciliés (Figure 13). Depuis 2014, le patron d'anomalie à la station de la vallée de Shediac suggère qu'un changement dans la structure de taille de la communauté pourrait être en train de se produire. La prudence est toutefois de mise dans l'interprétation de ces tendances saisonnières et anomalies annuelles puisqu'elles sont le fruit de l'analyse de < 10 échantillons de phytoplancton par année au cours des dernières années. En 2019, seulement cinq échantillons ont été récoltés pour l'identification du phytoplancton, et

aucun échantillonnage n'a été effectué en avril, mois durant lequel la floraison printanière des diatomées se produit généralement (Figure 13a).

Sous-régions du golfe

Les figures 14 à 20 présentent un aperçu de la distribution saisonnière des concentrations de nutriments et de la biomasse phytoplanctonique, ainsi que des anomalies associées, dans le GSL. Les séries temporelles des anomalies régionales annuelles et saisonnières pour les nutriments et la biomasse du phytoplancton sont présentées aux figures 21 et 22. La distribution de tous les nutriments dans la couche de surface en mars 2019 était similaire à la période de référence (Figure 14), alors que leur concentration était généralement sous la normale en juin 2019, principalement dans le sGSL et l'eGSL (Figure 15). Sans écarter l'impact d'un possible changement dans la composition des masses d'eau en cours d'année, ceci suggère qu'une grande consommation de nitrates par le phytoplancton a eu lieu dans ces deux régions au cours du printemps (Figure 19). Les concentrations de nutriments dans la couche de surface étaient également sous la normale partout dans le GSL à l'automne (Figure 16), menant à des anomalies annuelles négatives de nutriments dans l'eGSL et le sGSL (Figure 21). Le ratio N:P montre également de fortes anomalies négatives dans ces deux régions (Figures 15, 16). L'inventaire de nutriments de la couche intermédiaire a aussi montré généralement des anomalies négatives, sauf pour la péninsule de Gaspé à l'été et dans le sGSL à l'automne (Figures 17, 18). En revanche, depuis 2012, de fortes anomalies positives de nitrates dans l'eGSL, et de phosphates et de silicates dans l'eGSL et l'oGSL ont été observées dans les eaux profondes, de même que des anomalies négatives du ratio N:P dans ces deux régions (Figure 21). C'est également ce qui a été observé en 2019 de façon générale, sauf l'inventaire de nitrate qui était près de la normale dans l'eGSL.

En juin 2019, la biomasse de phytoplancton suivait la distribution moyenne de la période de référence, avec de fortes anomalies positives dans les régions sous l'influence de l'eau douce, c'est-à-dire le long de la péninsule de Gaspé, dans la baie des Chaleurs et le long de la côte ouest du sGSL (Figure 20.) Les anomalies positives de la biomasse de phytoplancton étaient plus répandues à l'automne (Figure 20), avec la deuxième anomalie la plus forte de la série temporelle dans l'oGSL et la troisième plus forte dans l'eGSL (Figure 22). Ces grands patrons spatiaux sont similaires aux conditions locales retrouvées aux stations de monitoring à haute fréquence, avec des concentrations de nitrates près de la normale et des valeurs élevées de chl *a* à la station de Rimouski et dans l'oGSL, et de faibles concentrations de nitrates en surface et de chl *a* à la vallée de Shediac et dans le sGSL (Figure 8).

Téledétection de la couleur de l'océan

Selon l'imagerie satellitaire, la floraison printanière a débuté au début du mois d'avril près du détroit de Cabot, à la fin avril dans le sGSL et l'oGSL, et au début mai dans l'estuaire et la majeure partie de l'eGSL (Figures 23, 24). Dans l'estuaire, de fortes concentrations de chl *a* en surface ont été mesurées jusqu'à la fin juin, ce qui correspond aux observations faites à la station de Rimouski (Figures 8, 24). Les concentrations maximales de chl *a* à la surface au printemps étaient en moyenne d'environ 3 mg chl *a* m⁻³ dans tout le GSL et elles étaient près ou sous la normale (Figure 23). La date du début du bloom printanier était près de la normale dans les boîtes du plateau madelinien et du détroit de Cabot, alors que le début du bloom a été tardif dans la boîte du nord-est du GSL. Il semble aussi que le bloom printanier était plus court et plus faible à la fois en termes d'amplitude et de magnitude dans toutes les boîtes (Figure 26). Les métriques du bloom printanier n'ont pas pu être calculées en 2019 dans la boîte du nord-ouest du GSL en raison du peu de données satellitaires disponibles au printemps, mais les échantillons de la station Rimouski suggèrent un début de bloom hâtif et une forte amplitude du

bloom dans l'estuaire, ce qui peut également avoir été le cas dans l'oGSL. Le patron d'anomalies annuelles suggère une faible biomasse du phytoplancton dans la couche de surface généralisée à tout le GSL, principalement parce que les anomalies saisonnières montrent des valeurs fortement négatives au printemps et à l'automne. Cependant, pour aller de pair avec l'importante diminution des concentrations de nitrates mesurées entre l'hiver et l'été dans le sGSL et l'eGSL (Figure 19), il aurait plutôt été attendu de rencontrer de fortes concentrations de phytoplancton au printemps, à tout le moins dans les boîtes du plateau madelinien et du nord-est du GSL. Les faibles concentrations de chl *a* à l'automne (Figures 23, 25) contrastent également avec les fortes concentrations de chl *a* mesurées durant le relevé automnal PMZA, particulièrement dans l'eGSL (Figures 20, 22). Ces patrons opposés pourraient être causés par la structure verticale du phytoplancton dans la colonne d'eau. Cependant, durant le relevé automnal, la majeure partie de la biomasse de phytoplancton se retrouvait dans les 25 m supérieurs de la colonne d'eau et y était relativement homogène (données non présentées). Les anomalies saisonnières dérivées des satellites sont basées sur des périodes de trois mois alors que l'échantillonnage en mer est généralement complété à l'intérieur de quelques jours. Cette différence dans la plage de temps est susceptible de mieux expliquer les divergences entre les données in situ et celles issues de la couleur de l'océan. De plus, le biais dans les données satellitaires à l'automne en raison du couvert nuageux accru à cette période de l'année, de même que le moment de l'échantillonnage en mer pourrait expliquer les différences entre les deux types de données.

ZOOPLANCTON

Stations de monitoring à haute fréquence

En 2019, la biomasse de zooplancton à la station de Rimouski ressemblait à la climatologie saisonnière, avec des valeurs au-dessus ou près de la normale la majeure partie de l'année (Figure 27a). À la vallée de Shediac cependant, la biomasse de zooplancton des quelques échantillons récoltés était généralement sous la normale (Figure 27b). L'abondance totale des copépodes a suivi un patron similaire à celui de la biomasse : les abondances étaient au-dessus de la normale à la station Rimouski et près ou sous la normale à la station de la vallée de Shediac (Figures 28a, 29a). L'assemblage de copépodes à la station Rimouski en 2019 était similaire à celui de la période de référence, avec une plus grande proportion de *Microcalanus* spp. (Figure 28b, c). À la station de la vallée de Shediac, la proportion de grands calanoïdes (*C. finmarchicus*, *C. glacialis*, *C. hyperboreus*) était plus faible en 2019 que durant la période de référence (Figure 29b, c). De nouveaux taxons, *Oithona atlantica* et *Triconia borealis*, ont aussi fait leur arrivée parmi les taxons dominants en 2019 à cette station.

Les abondances de *C. finmarchicus* à la station Rimouski étaient principalement sous la climatologie mensuelle, sauf pour quelques échantillons récoltés en juin et en juillet (Figure 30a). Il y a eu une arrivée massive de jeunes stades copépodites de *C. finmarchicus* (CI–CIII) en mai; c'est-à-dire un peu plus tôt que pour la période de référence, et cette grande proportion de jeunes stades copépodites a persisté jusqu'à la mi-juillet. Outre cette légère différence, la proportion de chaque stade copépodite de *C. finmarchicus* et leur développement dans le temps étaient similaires à la climatologie (Figure 30b, c). L'abondance de *C. hyperboreus* était au-dessus de la climatologie la majeure partie de l'année. Sa composition en stades copépodites et leur phénologie étaient similaires à la période de référence, la principale différence étant la plus faible contribution du stade CIV qui était contrebalancée par une plus grande proportion du stade CV (Figure 31). De plus, la composition stable de la population à partir de juin montre également que la plupart des individus sont entrés en diapause au stade CV (Figure 31b, c). Cette composition stable pourrait également indiquer une plus faible contribution de la nouvelle génération (CIV) à la population qui hiverne, c'est-à-dire un plus

faible recrutement. Ceci a déjà été observé par le passé, notamment dans les années 1990 lorsque les conditions environnementales étaient très différentes (Plourde *et al.* 2003). L'abondance saisonnière de *Pseudocalanus* spp. à la station Rimouski en 2019 reflétait la climatologie mensuelle. Cependant, l'abondance printanière était plus élevée que la normale, et elle était associée à une grande contribution de jeunes stades copépodites (Figure 32 a–c). Les quelques échantillons de zooplancton récoltés à la vallée de Shediac suggèrent que les abondances de ces trois espèces étaient près de la normale (Figures 30d, 31d et 32d). La principale différence avec la climatologie est la très faible abondance de ces trois espèces en mai, mais également en juin pour *C. hyperboreus*. Aucune analyse des stades copépodites n'a été faite pour *Pseudocalanus* spp. à la station de la vallée de Shediac.

Sous-régions du golfe

Tout comme les observations aux stations d'échantillonnage à haute fréquence, la biomasse totale moyenne de zooplancton était au-dessus de la normale dans l'oGSL, et sous la normale dans le sGSL en 2019 (Figure 33). En fait, en 2019, la biomasse estivale de zooplancton dans l'oGSL était la plus élevée de la série temporelle. Dans l'eGSL, les biomasses à l'été et à l'automne étaient près de la climatologie. Dans cette région, c'est principalement les abondances de *C. finmarchicus* qui ont permis à la biomasse de rester près de la climatologie, alors que c'est plutôt la forte abondance de *C. hyperboreus* à l'été qui explique la forte biomasse de zooplancton dans l'oGSL (Figures 34, 35). L'abondance des petits calanoïdes *Pseudocalanus* spp. étaient encore à la hausse en 2019 dans toutes les régions, spécialement à l'automne. En effet, parmi les plus fortes densités de la série temporelle ont été enregistrées dans toutes les régions pour cette saison. Cependant, leur abondance estivale dans l'eGSL et le sGSL étaient faibles (Figure 36).

Phénologie des copépodes

Pour montrer les changements dans la phénologie du développement du zooplancton dans le GSL, nous présentons un profil saisonnier détaillé des proportions relatives des stades copépodites de *C. finmarchicus* à la station de Rimouski de 1994 à 2019 (Figure 37). En général, il existe une tendance évidente vers le devancement du développement de cette population. La proportion d'adultes (CVI) était grande en mai 2019, suggérant un début hâtif de la mue du stade copépodite CIV vers le stade adulte. Il semble donc que l'année 2019 a suivi cette grande tendance. Cependant, le développement du stade CI au stade CIII a duré plus longtemps, de mai à juillet, alors que ce passage dure généralement moins d'un mois (Figure 37). Il y a eu une deuxième cohorte plus petite de CI–CIII à l'automne 2019 (Figure 37).

Tableaux synoptiques

La série chronologique des anomalies annuelles de la biomasse zooplanctonique met en lumière les changements radicaux survenus récemment dans la communauté; il s'agit pour la plupart d'anomalies négatives dans le GSL depuis 2010 (Figure 38). En 2019, des anomalies positives de la biomasse ont été enregistrées à la station Rimouski et dans l'oGSL, une première depuis 2007. Les anomalies négatives ont persisté dans les autres régions, mais elles n'étaient pas aussi fortes que les anomalies négatives records enregistrées en 2016–2017 (Figure 38). Le tableau synoptique de la figure 39 présente une synthèse des indices zooplanctoniques standard du PMZA (abondance de *C. finmarchicus* et des *Pseudocalanus* spp., de tous les copépodes et de tous les non-copépodes), réalisée à partir des anomalies annuelles normalisées de l'abondance. Les abondances de *C. finmarchicus* étaient près de la normale ou sous la normale partout en 2019, poursuivant une tendance initiée en 2010. À partir de cette même année, on observe régulièrement des anomalies positives de *Pseudocalanus*

spp.. C'était également le cas en 2019 partout dans le GSL. En revanche, en 2019, l'abondance totale de copépodes a seulement montré des anomalies positives à la station Rimouski et dans l'eGSL, alors qu'elle était près de la normale dans les autres régions. L'abondance des non-copépodes a également augmenté depuis 2010, et cet indice a montré des anomalies positives dans l'eGSL et le sGSL en 2019, alors qu'il était près de la normale dans l'oGSL (Figure 39).

Les anomalies annuelles normalisées de six autres indices d'abondance zooplanctonique (*C. hyperboreus* et cinq groupes de zooplancton, soit les petits calanoïdes, les grands calanoïdes, les cyclopoïdes, les espèces d'eau chaude et les espèces d'eau froide-arctique) sont présentées à la figure 40. Une liste détaillée des espèces incluses dans chacun de ces indices est présentée à l'Annexe 1. L'abondance de *C. hyperboreus* était au-dessus de la normale à la station de Rimouski et légèrement sous la normale dans l'eGSL et le sGSL en 2019. En général, depuis 2009, il y a eu une diminution de l'abondance des grands calanoïdes et une augmentation de l'abondance des petits calanoïdes (Figure 40). Les anomalies positives de petits calanoïdes ont encore été observées en 2019 dans toutes les régions sauf le sGSL. Il est intéressant de noter que des anomalies positives pour l'indice de grands calanoïdes ont également été observées à Rimouski et dans l'eGSL en 2019, et que les moyennes annuelles étaient près de la normale pour les autres sous-régions. Les augmentations dans l'abondance des grands calanoïdes enregistrées à la station Rimouski et dans l'eGSL étaient attribuables à *C. hyperboreus* et *C. glacialis*, respectivement (données non présentées). L'augmentation des petits calanoïdes était quant à elle attribuable à *Pseudocalanus* spp. dans l'oGSL et l'eGSL, et à *Microcalanus* spp. à la station Rimouski (données non présentées). Les copépodes associés à l'eau chaude constituent un autre groupe dont les abondances ont augmenté depuis environ 2010, et c'était également le cas en 2019 sauf dans le sGSL, où son abondance était similaire à la climatologie. Les copépodes associés à l'eau froide ont montré des anomalies positives dans l'eGSL depuis 2007, incluant 2019 alors que l'abondance de *C. glacialis* était pratiquement deux fois plus élevée que la deuxième abondance la plus forte enregistrée au cours de la série temporelle (données non présentées). Les abondances élevées de *C. glacialis* et de *Metridia longa* expliquent aussi l'anomalie positive record des copépodes associés à l'eau froide à la station de la vallée de Shediac (données non présentées; N.B. seulement huit échantillons de zooplancton ont été récoltés à cette station). Ces anomalies annuelles étaient relativement cohérentes entre les sites d'échantillonnage à haute fréquence et les sous-régions associées du GSL (Figures 38, 39 et 40).

DISCUSSION

CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES

Le moment du début et l'intensité de la stratification de la colonne d'eau ont une incidence sur la définition de la phénologie de la floraison printanière, de la production de phytoplancton, de la succession des espèces et des interactions trophiques durant toute la saison de croissance (Levasseur *et al.* 1984). En 2019, la saisonnalité de la stratification de la portion supérieure de la colonne d'eau était très similaire à la climatologie, mais la stratification était plus forte au printemps et au début de l'été à la station Rimouski, et durant l'été à la station de la vallée de Shediac. Outre la stratification de la colonne d'eau, il y a aussi les propriétés thermiques des couches d'eau de surface, intermédiaires et profondes qui influent sur la dynamique du zooplancton (Plourde *et al.* 2002). Galbraith *et al.* (2020) ont fait état des conditions physiques qui prévalaient dans le GSL en 2019, et le présent document rapporte les conditions chimiques et biologiques dans le GSL en tenant compte de ces conditions physiques.

Les variations de l'oxygène dissous dans les eaux profondes entrant dans la zone du plateau continental du GSL sont déterminées par la variation des proportions d'eau venant du courant

du Labrador (eau froide et douce, teneurs élevées en oxygène dissous) et du talus continental (eau chaude et salée, faibles teneurs en oxygène dissous), qui, ensemble, forment la source des eaux profondes dans le GSL (McLellan 1957; Lauzier et Trites 1958; Gilbert *et al.* 2005). Ces eaux migrent de l'embouchure du chenal Laurentien vers l'estuaire en trois à quatre ans approximativement (Gilbert 2004), et s'appauvrissent en oxygène dissous sous l'effet de la respiration *in situ* et de l'oxydation de la matière organique à mesure qu'elles se dirigent vers la tête du chenal. Si l'on se fie à la variabilité interdécennale, l'apport d'eaux plus chaudes dans l'estuaire devrait exacerber les conditions hypoxiques puisque ces eaux sont généralement moins riches en oxygène dissous (McLellan 1957; Lauzier et Trites 1958; Gilbert *et al.* 2005). Dans l'estuaire du Saint-Laurent, la température est très corrélée aux concentrations de l'oxygène au cours de la série chronologique ($R^2 = -0,86$). À 300 m dans l'estuaire, il y a eu une augmentation de la température de 1,64°C entre le début des années 1970 et 2019 (Figure 50 dans Galbraith *et al.* 2020). Considérant la relation entre la solubilité de l'oxygène et la température, ceci devrait se traduire par une diminution des concentrations d'oxygène de 12,3 µM au cours de la même période, mais la diminution des teneurs en oxygène dépasse en fait les 50 µM. De plus, considérant les propriétés inhérentes des eaux sources du GSL (eaux du centre Nord-Atlantique vs eaux du courant du Labrador; Gilbert *et al.* 2005), des changements dans leur ratio de mélange au niveau du détroit de Cabot implique qu'une diminution de 1,46 µM pourrait se produire chaque fois que la température baisse de 0,1 °C dans le détroit de Cabot. Cependant, les concentrations en oxygène ont diminué d'environ 65 µM au détroit de Cabot pour une augmentation de 1,7°C entre le début et la fin de la série temporelle (Figure 50, dans Galbraith *et al.* 2020). Force est donc de conclure que le réchauffement de l'eau de fond et le changement dans le taux de mélange des eaux source ne sont pas les seuls facteurs déterminants de la baisse des teneurs en oxygène dans le GSL. Parmi les autres facteurs qui peuvent expliquer la variabilité de l'oxygène, mentionnons les changements interannuels du flux vertical de la matière organique dans les eaux de fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

Le processus essentiel qu'est le mélange hivernal fait remonter à la surface les eaux profondes riches en nutriments. Dans le GSL, cette convection hivernale est partiellement causée par la perte de flottabilité des eaux de surface découlant du refroidissement et de la diminution de l'apport en eau douce, le rejet d'eaux saumâtres associé à la formation de glace de mer et le mélange induit par le vent avant la formation de glace (Galbraith 2006). Des eaux de surface plus chaudes que la normale tout au long de l'hiver et une formation minimale de glace de mer réduisent la convection hivernale et, vraisemblablement, la quantité de nutriments disponibles pour la production primaire printanière. La couche intermédiaire froide (CIF) est la couche mélangée de surface hivernale qui a été isolée de l'atmosphère à cause de la stratification près de la surface et qui contient les nutriments qui, grâce à des remontées d'eau, approvisionnent les producteurs primaires pendant la saison de croissance. En 2019, les différents indices reliés à la CIF suggèrent que la convection hivernale était près ou au-dessus de la normale, et son contenu nutritif était effectivement relativement élevé dans la couche de surface avant le bloom printanier, et il était faible après le bloom. Les échanges de nutriments entre la CIF et la couche de surface peuvent avoir été limités plus tard dans la saison en raison de la forte stratification au printemps et à l'été. On a observé de fréquentes anomalies négatives des concentrations de nitrates dans la couche superficielle dans le GSL depuis 2010, dont le réchauffement très net a été mis en lumière par plusieurs indices de température et de couverture de glace (Galbraith *et al.* 2020). La somme des anomalies régionales suggère une diminution significative d'environ 5 mmol m⁻² yr⁻¹ (c'est-à-dire une diminution entre 1 et 5 % par année selon la climatologie régionale) des nitrates dans la couche de surface au fil de la série temporelle. L'apport riverain de nutriments peut être un autre facteur à considérer pour améliorer notre compréhension de la dynamique des nutriments et de leur variabilité interannuelle, du moins dans les régions qui subissent une forte influence de l'eau douce.

Des anomalies positives des nutriments dans les eaux profondes (300 m) sont observées depuis 2012 dans l'eGSL, parallèlement à l'intrusion d'eaux à température et à salinité élevées dans le GSL depuis le détroit de Cabot (Galbraith *et al.* 2020). Il est probable que les concentrations supérieures à la moyenne en profondeur soient associées à une thermocline moins profonde qui réduit les échanges entre les couches de surface et de fond, combinée à une masse d'eau composée d'une plus forte proportion d'eau provenant du talus que du plateau continental du Labrador (Galbraith *et al.* 2020). En revanche, des anomalies négatives des concentrations de nutriments en eau profonde ont été observées à la station de Rimouski pour une quatrième année consécutive et l'on peut penser qu'elles existent aussi ailleurs dans l'estuaire. Ces anomalies pourraient découler de variations dans l'activité des bactéries participant au cycle de l'azote (par exemple, une nitrification moindre associée à de faibles concentrations d'oxygène). La mesure systématique de la concentration de NH_4 a été récemment ajoutée à l'échantillonnage du PMZA dans le GSL et devrait s'avérer utile pour vérifier ces hypothèses. De plus, la modélisation en cours des processus du cycle de l'azote dans le GSL (Diane Lavoie, MPO, Institut Maurice-Lamontagne) permettra de mieux comprendre les processus clés impliqués dans la répartition des nitrates.

Le rapport N/P est un autre indice qui nécessite davantage d'attention, car la variabilité de la stœchiométrie de l'apport en nutriments fait partie des grands déterminants de la limitation en nutriments dans le milieu océanique (Arrigo 2005). Ainsi, les variations du rapport N/P dans la CIF au fil du temps pourraient s'avérer plus utiles pour prédire les changements dans la communauté phytoplanctonique et la productivité que les concentrations de nitrates elles-mêmes. Si les anomalies négatives du ratio N/P observées depuis 2017 dans l'eGSL persistent, elles pourraient induire un changement dans la productivité de cette région.

PHYTOPLANCTON

La productivité du phytoplancton pendant la floraison printanière doit être déduite à partir soit des indices indirects (différence dans les inventaires de nutriments de la couche mélangée de surface entre les campagnes hivernales et estivales, par exemple), soit des observations par satellite, sauf dans le cas de la station de Rimouski où l'échantillonnage couvre régulièrement cette période. Il est intéressant de souligner qu'en 2019, la diminution des nutriments associée à la production printanière était parmi les plus intenses observée au cours de la série temporelle dans l'eGSL et le sGSL, contrastant avec les métriques du bloom qui suggèrent un bloom relativement court et de faible intensité dans le GSL. En général, les échantillons récoltés sur le terrain suggèrent une forte biomasse annuelle de phytoplancton, principalement associée aux fortes anomalies positives rencontrées à l'automne. Ces anomalies positives automnales de chl a ont été régulièrement observées depuis 2013 dans le sGSL et l'eGSL. D'ailleurs, ces augmentations dans la chl a à l'automne au fil des années sont significatives dans ces deux régions ($p = 0,03$ and $p < 0,001$, respectivement), ce qui peut suggérer que les conditions environnementales sont idéales pour la croissance des cellules phytoplanctoniques, ou que la diminution de la pression de broutage favorise l'accumulation des cellules dans la colonne d'eau. La diminution des inventaires de nitrate dans la couche de surface de même que les observations récentes à la vallée de Shediac suggèrent un possible changement de taille dans la communauté phytoplanctonique vers de plus petites cellules, lesquelles sont connues pour performer mieux dans des eaux stratifiées et pauvres en nutriments (Levasseur *et al.* 1984, Li et Harrison 2008). Ceci suggère que des changements dans la pression de broutage ou dans la composition de la communauté de brouteurs risquent davantage d'expliquer le patron observé, plutôt que des conditions de croissance favorables. Comme la composition taxonomique de la communauté phytoplanctonique n'a pas été documentée ailleurs dans le GSL dans le cadre du PMZA, nous devons user de prudence avant d'extrapoler ces résultats à d'autres sous-régions du GSL. De plus, il importe de rappeler que bien que l'utilisation d'une analyse GLM diminue

l'effet du biais spatio-temporel, l'effet du moment de l'échantillonnage sur les patrons d'anomalies ne doit pas être mis à l'écart. Les fortes concentrations annuelles de chl *a* pourraient ainsi également s'expliquer par un échantillonnage plus tôt à l'automne dans les dernières années.

Contrairement aux données terrain, les données liées à la couleur de l'océan suggèrent plutôt une faible biomasse dans la couche de surface, particulièrement à l'été et à l'automne. De telles anomalies négatives ont été rencontrées depuis l'utilisation du satellite VIIRS en 2012 et suggèrent une diminution variant entre 5 et 15 % de la chl *a* de surface depuis 2012 selon la région. Il se peut que par rapport aux satellites précédents, le satellite VIIRS soit plus efficace dans les eaux côtières et réduise au minimum la surestimation de la concentration de chl *a* dans les eaux troubles. Ceci pourrait expliquer en partie pourquoi la plupart des anomalies des estimations de la biomasse à partir des données satellitaires sont négatives depuis l'utilisation de ce satellite en 2012. Des algorithmes améliorés d'extraction des concentrations de chl *a* dans le GSL à partir des données du satellite SeaWiFS ont été publiés récemment (Laliberté *et al.* 2018) et devraient éventuellement être appliqués à nos boîtes statistiques. Le cas échéant, ils pourraient modifier le profil des anomalies des séries temporelles. Toutefois, en ce qui a trait aux paramètres de la floraison, le changement de satellite au cours de la série temporelle ne semble pas mener à des tendances interannuelles douteuses. En fait, aucune tendance ne peut être dégagée à partir de ces indices selon les données actuellement disponibles, à l'exception peut-être de la date de la durée et de l'intensité du bloom. Il semble en effet que la force de ces anomalies se soit amplifiée depuis 2010, suggérant que la production du bloom printanier—et la façon dont il peut jouer son rôle en termes de source principale d'énergie pour le réseau trophique—est devenue plus variable au cours de la dernière décennie. De plus, les années 2010, 2012 et 2016-2018 montrent les plus fortes anomalies de la série temporelle en regard à un début de bloom hâtif. Ces changements pourraient être associés à l'effet combiné du réchauffement sur l'installation de la stratification au printemps et de la densité réduite de copépodes en hibernation (faible biomasse annuelle) au cours de ces années (Sommer et Lengfellner 2008).

ZOOPLANKTON

Les anomalies dans la biomasse de zooplancton étaient hétérogènes dans le GSL en 2019. Des anomalies positives ont été enregistrées à la station Rimouski et dans l'oGSL—une première au cours des cinq dernières années—en raison de la forte abondance de *C. hyperboreus* tout au long de l'année à la station Rimouski et au printemps dans l'oGSL, mais les anomalies étaient négatives dans les autres sous-régions du GSL. La biomasse de zooplancton a généralement été sous les valeurs normales dans les années récentes, avec des anomalies négatives records en 2016–2017. Il y a une diminution significative ($p < 0,0001$) de la biomasse d'environ $0,18 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ au cours de la période de monitoring pour le GSL (ceci correspond à une diminution générale de 1,5 à 4 % par année dépendamment de la climatologie régionale). Cette baisse est associée à la diminution de l'abondance des copépodes de grande taille. Le poids moyen des calanoïdes de grande taille (p. ex., *C. hyperboreus*: 3.5 mg par femelle adulte) est supérieur d'un à deux ordres de grandeur à celui des calanoïdes de petite taille (p. ex., *Pseudocalanus* spp., 0,02 mg par femelle adulte) [Conover et Huntley 1991, Plourde *et al.* 2003]. La diminution de l'abondance des grands calanoïdes a donc une incidence plus marquée sur la biomasse zooplanctonique que, par exemple, l'augmentation de l'abondance des *Pseudocalanus* spp. enregistrée dans toutes les sous-régions du GSL en 2019. L'augmentation de l'abondance des petits calanoïdes semble être couplée à la hausse d'abondance des non-copépodes, principalement des larves d'organismes benthiques. Les préférences en termes de conditions environnementales, le succès compétitif pour la nourriture disponible et/ou les différences de pression de prédation

peuvent favoriser la dominance de l'une ou l'autre de ces communautés, soit la communauté dominée par les grands copépodes, soit la communauté combinée de petits calanoïdes et de non-copépodes (Hall *et al.* 1976, Daewel *et al.* 2014), le tout ayant de probables implications pour le réseau trophique pélagique ainsi que le couplage pélogo-benthique.

Les stratégies du cycle biologique sont différentes chez les différentes espèces de grands copépodes, et le moment de la reproduction par rapport à la crue – compte tenu de son effet sur le transport et la circulation des masses d'eau – pourrait expliquer les différences dans la distribution de ces espèces (Runge *et al.* 1999) dans les sous-régions qui sont sous l'influence de l'eau douce (soit l'oGSL et le sGSL). La sous-région de l'eGSL est moins influencée par les apports d'eau douce que les deux autres régions. Les conditions environnementales qui modifient la communauté de zooplancton à cet endroit peuvent plutôt inclure la température et le volume d'eau froide et salée du plateau continental du Labrador qui coule dans l'eGSL via le détroit de Belle-Isle, ces deux indices ayant montré des anomalies négatives dans les dernières années, sauf en 2019 (Cyr *et al.* 2020; Figure 35 dans Galbraith *et al.* 2020). Ces possibles différences dans les pressions environnementales peuvent expliquer pourquoi l'eGSL montre souvent des patrons d'anomalie distincts, notamment le fait qu'il s'agit de la seule région où les abondances de copépodes d'eau froide ont montré des anomalies positives au cours des 10 dernières années, incluant en 2019 où l'indice a atteint une anomalie record. Pour le reste, cependant, en 2019 l'eGSL a suivi les mêmes tendances observées globalement depuis 2010, soit des anomalies positives de *Pseudocalanus* spp., de petits calanoïdes, de non-copépodes et de copépodes associés à l'eau chaude.

À la lumière de ces tendances claires dans la communauté de zooplancton du GSL, il est possible de se questionner en lien avec les variables à l'origine de ces changements, de même que par rapport à ce qui peut être attendu dans un avenir proche. Même si le rôle de la prédation et de la variabilité d'abondance des stocks de prédateurs sur les tendances observées doit encore être évalué, il est possible d'obtenir quelques indices quant à l'effet de certaines variables environnementales à partir d'une simple matrice de corrélation (Figure 41). Cette matrice montre que, au cours de la série temporelle, la biomasse de phytoplancton est mieux corrélée avec les concentrations de nitrates dans la couche intermédiaire que celles de la couche de surface. Même si la plupart des corrélations ne sont pas significatives, la température semble agir comme un élément clé pour définir la phénologie du phytoplancton et la communauté de zooplancton. Les conditions chaudes dans la couche intermédiaire favorisent un début de bloom hâtif, et les températures plus chaudes dans la couche profonde sont idéales pour les copépodes d'eaux chaudes et pour les non-copépodes. Les inventaires de nitrates dans la couche de surface semblent également moduler la communauté de zooplancton, en favorisant les taxons de grande taille, possiblement via son effet sur la phénologie du bloom de phytoplancton. Ces facteurs environnementaux peuvent également déclencher des changements dans le moment du développement de certains taxons de zooplancton, en l'occurrence le développement plus précoce de *C. finmarchicus* à la station Rimouski dans les dernières années. Des matrices de corrélation à une échelle plus locale (p. ex. les sous-régions) pourraient mettre l'accent sur certains de ces liens ou en révéler de nouveaux. Dans l'ensemble, il semble que la composition des communautés zooplanctoniques du GSL soit fonction de l'effet combiné des propriétés changeantes des masses d'eau et du contrôle de population via la disponibilité de la nourriture et la prédation, mais l'importance relative de ces processus n'est pas encore bien comprise.

SOMMAIRE

Le présent document traite des conditions chimiques et biologiques (plancton) dans le GSL en 2019 dans le contexte d'un fort réchauffement ayant commencé en 2010. Les données de 2019 sont comparées aux observations de la série temporelle.

- Les concentrations d'oxygène dissous à 300 m ont atteint des minimums records en 2019 dans l'estuaire et représentaient les deuxième ou troisième (nord-ouest GSL) valeurs les plus faibles de la série temporelle dans les autres régions, étant légèrement au-dessus des minimums records de 2018.
- Les concentrations de nitrates en surface (0 à 50 m) étaient près ou sous la normale dans toutes les sous-régions du GSL. De fortes anomalies positives des concentrations de nutriments en eau profonde (300 m) ont fréquemment été observées depuis 2012 dans l'eGSL et elles sont associées à des intrusions d'eau à température et à salinité élevées dans le GSL par le détroit de Cabot.
- Les données in situ de chl *a* et de nutriments suggèrent une biomasse élevée de phytoplancton en 2019, particulièrement à l'automne, alors que les données de couleur de l'océan suggèrent plutôt que la biomasse de phytoplancton était sous la normale dans la couche de surface au printemps et à l'automne.
- Selon l'imagerie satellitaire, la durée, l'intensité et l'amplitude de la floraison printanière étaient sous la normale en 2019. Les données n'ont pas permis de calculer les métriques du bloom dans la boîte du nord-ouest du GSL, mais les échantillons de la station de Rimouski suggèrent un début de bloom hâtif et une grande amplitude du bloom dans l'estuaire.
- La communauté de phytoplancton était similaire à celle de la climatologie à la station Rimouski, mais l'abondance des diatomées était au-dessus de la normale et l'abondance des dinoflagellés a diminué depuis 2014. À la station de la vallée de Shediac, les quelques échantillons récoltés suggèrent une diminution de l'abondance des diatomées simultanément à une augmentation de l'abondance des petites cellules depuis 2014 également.
- La biomasse de zooplancton était au-dessus de la normale à la station de Rimouski et dans l'oGSL en raison de la forte abondance de *C. hyperboreus*. Dans l'oGSL, la biomasse de zooplancton printanière enregistrée en 2019 était la plus élevée de la série temporelle. La biomasse était sous la normale ailleurs dans le GSL.
- L'abondance des petits calanoïdes, des non-copépodes et des copépodes associés à l'eau chaude ont montré des anomalies positives encore une fois en 2019, même si ces anomalies n'étaient pas nécessairement étendues à tout le GSL comme dans les années précédentes. Ces observations poursuivent une tendance amorcée en 2010. Il est aussi intéressant de noter que l'abondance des copépodes associés à l'eau froide était supérieure à la normale dans l'eGSL pour une sixième année consécutive et que leur abondance était à un niveau record à la station de la vallée de Shediac.
- La sortie de diapause de *C. finmarchicus* a eu lieu au moment attendu à la station Rimouski et le pic de jeunes stades (CI–CIII) copépodites a persisté jusqu'à la mi-juillet. Il y a eu une deuxième petite cohorte de CI–CIII à l'automne 2019.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Jean-Yves Couture, Sylvie Lessard, Marie-France Beaulieu, Caroline Lebel, Isabelle St-Pierre et Caroline Lafleur pour la préparation et la standardisation des données sur le phytoplancton et le zooplancton. Les données utilisées dans le présent rapport n'existeraient pas sans le travail de François Villeneuve et de son équipe du PMZA (Rémi Desmarais, Marie-Lyne Dubé, Yves Gagnon, Line McLaughlin, Roger Pigeon, Michel Rousseau, Félix St-Pierre, Liliane St-Amand, Sonia Michaud, David Leblanc, et Caroline Lafleur) qui organisent et exécutent les relevés du PMZA ainsi que l'analyse des échantillons. Nous remercions également Jeff Spry et Kevin Pauley d'avoir fourni les données pour la station de la vallée de Shediac et l'unité de télédétection de l'IOB pour les images-satellites composites. Nous sommes reconnaissants envers Emmanuel Devred et David Bélanger pour leurs apports majeurs à la révision du document.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Arrigo, K. R. 2005. Marine microorganisms and global nutrient cycles. *Nature*. 437:349–355.
- Arun Kumar, S.V.V., Babu, K.N., et Shukla, A.K. 2015. Comparative analysis of chlorophyll-a distribution from SeaWiFS, MODIS-Aqua, MODIS-Terra and MERIS in the Arabian Sea. *Mar. Geod.* 38: 40–57.
- Barnes, B., et Hu, C. 2016. Dependence of satellite ocean color data products on viewing angles: A comparison between SeaWiFS, MODIS, and VIIRS. *Remote Sens. Environ.* 175: 120–129.
- Brickman, D., et Petrie, B. 2003. Nitrate, silicate and phosphate atlas for the Gulf of St. Lawrence. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 231: xi + 152 pp.
- Conover, R. J., et Huntley, M. 1991. Copepods in ice-covered seas - Distribution, adaptations to seasonally limited food, metabolism, growth patterns and life cycle strategies in polar seas. *J. Mar. Syst.* 2: 1–41.
- Cyr, F., Colbourne, E., Galbraith, P.S., Gibb, O., Snook, S., Bishop, C., Chen, N., Han, G., et D. Senciall. 2020. [Conditions océanographiques physiques sur le plateau continental de Terre-Neuve et Labrador en 2018](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/018 iv + 50.
- Daewel, U., Hjøllø, S.S., Huret, M., Ji, R., Maar, M., Niiranen, S., Travers-Trolet, M., Peck, M.A., et van de Wolfshaar, K. E. 2014. Predation control of zooplankton dynamics: a review of observations and models. *ICES J. Mar. Sci.* 71(2): 254–271.
- Galbraith, P. S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. *J. Geophys. Res.* 111, C06022, doi: 10.1029/2005JC003159.
- Galbraith, P. S., Desmarais, R., Pigeon, R., et Cantin, S. 2006. Ten years of monitoring winter water masses in the Gulf of St. Lawrence by helicopter. *AZMP Bulletin PMZA* 5: 32–35.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D. et Lafleur, C. 2020. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2019](#). Secr. can. de consult. sci du MPO, Doc. de rech. 2020/030. iv + 88 p.
- Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. *ICES CM*, 2004/N: 7, 12 pp.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A., et Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The Northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.* 50(5): 1654–1666.

-
- Gregg, W. W., et Rousseaux, C. S. 2014. Decadal trends in global pelagic ocean chlorophyll: A new assessment integrating multiple satellites, in situ data, and models. *J. Geophys. Res. Oceans*, 119: 5921–5933, doi 10.1002/2014JC010158.
- Hall, D.J., Threlkeld, S.T., Burns, C.W., et Crowley, P.H. 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 7: 177–208.
- Johnson, C., Casault, B., Head, E., et Spry, J. 2016. [Optical, Chemical, and Biological Oceanographic Conditions on the Scotian Shelf and in the Eastern Gulf of Maine in 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/003. v + 51 p.
- Laliberté, J., Larouche, P., Devred, E., et Craig, S. 2018. Chlorophyll-a concentration retrieval in the optically complex waters of the St. Lawrence Estuary and Gulf using principal component analysis. *Remote Sens.* 10, 265, doi: 10.3390/rs10020265.
- Lauzier, L.M., et Trites, R.W. 1958. The deep waters of the Laurentian Channel. *J. Fish. Res. Board Can.* 15: 1247–1257.
- Levasseur, M., Therriault, J.-C., et Legendre, L. 1984. Hierarchical control of phytoplankton succession by physical factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 19: 211–222.
- Li, W. K. W., et Harrison, W. G. 2008. Propagation of an atmospheric climate signal to phytoplankton in a small marine basin. *Limnol. Oceanogr.* 53(5): 1734–1745.
- McLellan, H.J. 1957. On the distinctness and origin of the slope water off the Scotian Shelf and its easterly flow south of the Grand Banks. *J. Fish. Res. Board Can.* 14: 213–239.
- Mitchell, M. R., Harrison, G., Pauley, K., Gagné, A., Maillet, G., et Strain, P. 2002. Atlantic Zonal Monitoring Program sampling protocol. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 223: iv + 23 pp.
- MPO. 2020. [Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2019](#). Secr. can. de consult. sci du MPO, Avis sci. 2020/028.
- Parent, G.J., Plourde, S., et Turgeon, J. 2011. Overlapping size ranges of *Calanus* spp. off the Canadian Arctic and Atlantic coasts: impact on species' abundances. *J. Plankton Res.* 33: 1654–1665.
- Pepin, P., Maillet, G., Fraser, S., Shears, T., et Redmond, G. 2013. [Optical, chemical, and biological oceanographic conditions on the Newfoundland and Labrador Shelf during 2011-12](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/051. v + 38 p.
- Plante, S., Chabot, D., et Dutil, J.-D. 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic cod. *J. Fish Biol.* 53: 1342–1356.
- Plourde, S., Dodson, J. J., Runge, J. A., et Therriault, J.-C. 2002. Spatial and temporal variations in copepod community structure in the lower St. Lawrence Estuary, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 230: 221–224.
- Plourde, S., Joly, P., Runge, J.A., Dodson, J., et Zakardjian B. 2003. Life cycle of *Calanus hyperboreus* in the lower St. Lawrence Estuary and its relationship to local environmental conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 255: 219–233.
- Plourde, S., Maps, F., et Joly, P. 2009. Mortality and survival in early stages control recruitment in *Calanus finmarchicus*. *J. Plankton Res.* 31(4): 371–388.
- Runge, J. A., Castonguay, M., de Lafontaine, Y., Ringuette, M., et Beaulieu, J. L. 1999. Covariation of climate, zooplankton biomass and mackerel recruitment in the southern Gulf of St. Lawrence. *Fish. Oceanogr.* 8(2): 139–149.
-

-
- Sommer, U., et Lengfellner, K. 2008. Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biol.* 14: 1199–1208.
- Therriault, J.-C., Petrie, B., Pépin, P., Gagnon, J., Gregory, D., Helbig, J., Herman, A., Lefaiivre, D., Mitchell, M., Pelchat, B., Runge, J., et Sameoto, D. 1998. Proposal for a Northwest Atlantic zonal monitoring program. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 194: vii + 57 pp.
- Wang, M., Liu, X., Tan, L., Jiang, L., Son, S. H., Shi, W., Rausch, K., et Voss, K. 2013. Impacts of VIIRS SDR performance on ocean color products. *J. Geophys. Res. Atmos.* 118: 10,347–10,360, doi:10.1002/jgrd.50793.
- Zhai, L., Platt, T., Tang, C., Sathyendranath, S., et Hernández Walls, R. 2011. Phytoplankton phenology on the Scotian Shelf. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 781–791, doi:10.1093/icesjms/fsq175.
- Zibordi, G., Mélin, F., et Berthon, J.-F. 2006. Comparison of SeaWiFS, MODIS and MERIS radiometric products at a coastal site. *Geophys. Res. Letters* 33: L06617, doi:10.1029/2006GL0257.

TABLEAUX

Tableau 1. Liste des relevés du PMZA indiquant les emplacements, les dates et les activités d'échantillonnage pour 2019. oGSL, eGSL et sGSL représentent les sous-régions de l'ouest, de l'est et du sud du golfe du Saint-Laurent, respectivement. Voir la figure 1 pour connaître l'emplacement des stations.

	Nom	Emplacement	Dates (2019)	Embarcation	CTD/bouteille	Filet
Stations de monitoring à haute fréquence	Rimouski	48°40.0'N	26 Fév – 6 Déc	Béluga II (+ others)	38	33
	Shediac	068°35.0'W	3 Mar – 23 Oct	Multiple	9	8
	Valley	47°46.8'N				
		064°01.8'W				
Relevé hivernal	-	Estuaire et Golfe	4 – 13 Mars	GC-945 Hélicoptère	103	0
Relevé estival	TESL	oGSL	24 Mai – 16 Juin	Teleost	7	7
	TSI	oGSL	24 Mai – 16 Juin	Teleost	6	6
	TASO	oGSL	24 Mai – 16 Juin	Teleost	5	5
	TIDM	sGSL	24 Mai – 16 Juin	Teleost	10	10
	TDC	eGSL	24 Mai – 16 Juin	Teleost	6	6
	TCEN	eGSL	24 Mai – 16 Juin	Teleost	5	5
	TBB	eGSL	24 Mai – 16 Juin	Teleost	7	7
	Stations supplémentaires		24 Mai – 16 Juin	Teleost	23	11
Total					69	57
Relevé automnal	TESL	wGSL	21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	7	7
	TSI	wGSL	21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	6	6
	TASO	wGSL	21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	5	5
	TIDM	sGSL	21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	10	10
	TDC	eGSL	21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	6	6
	TCEN	eGSL	21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	5	5
	TBB	eGSL	21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	7	7
	Stations supplémentaires		21 Oct – 18 Nov	Coriolis II	31	0
Total					77	46

FIGURES

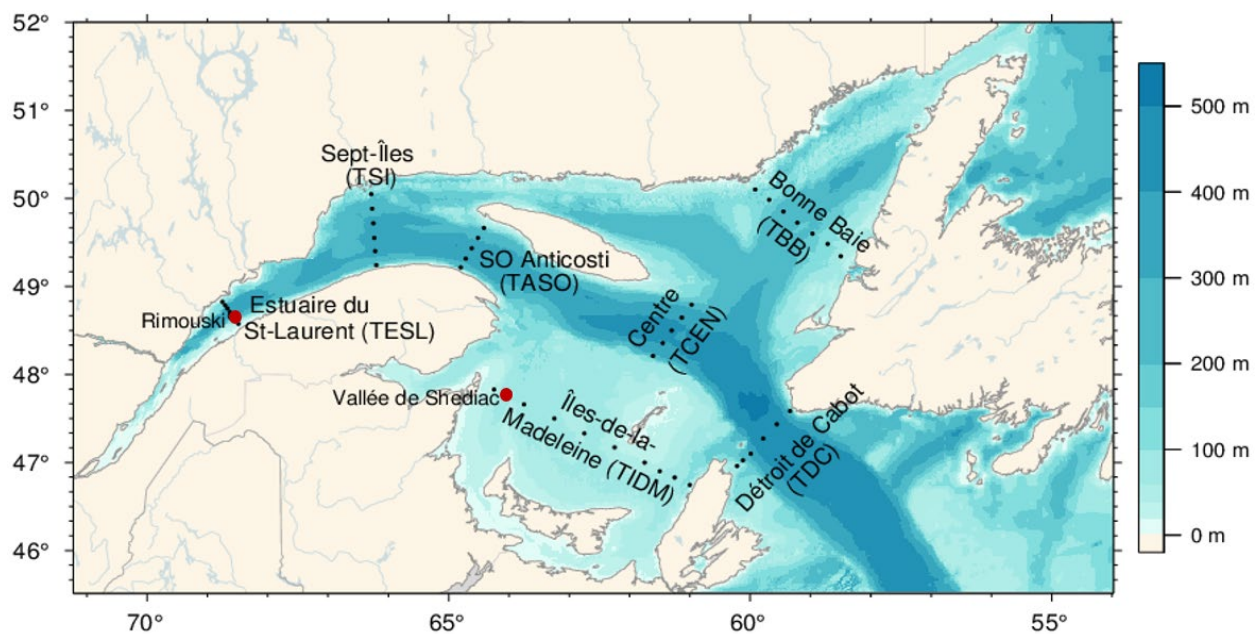


Figure 1. Carte bathymétrique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent montrant les stations d'échantillonnage sur les différentes sections (points) ainsi qu'aux stations fixes de Rimouski et de la vallée de Shediac (cercles rouges).

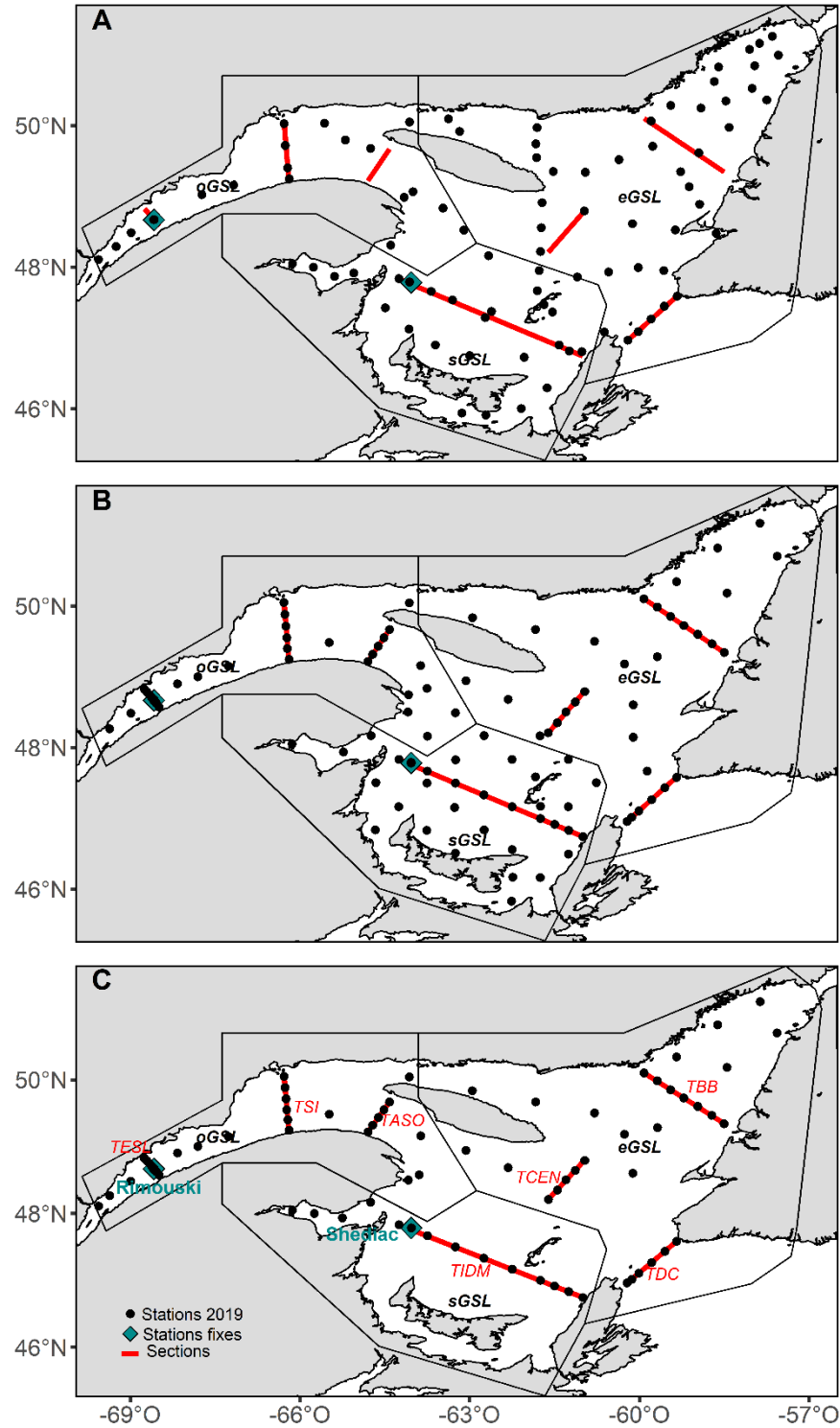


Figure 2. Localisation des stations échantillonnées durant l'hiver (A), l'été (B), et l'automne (C) 2019. Les sections sont regroupées pour former des sous-régions dans l'ouest du GSL : TESL, TSI, TASO; le sud du GSL : TIDM; et l'est du GSL: TBB, TCEN, TDC.

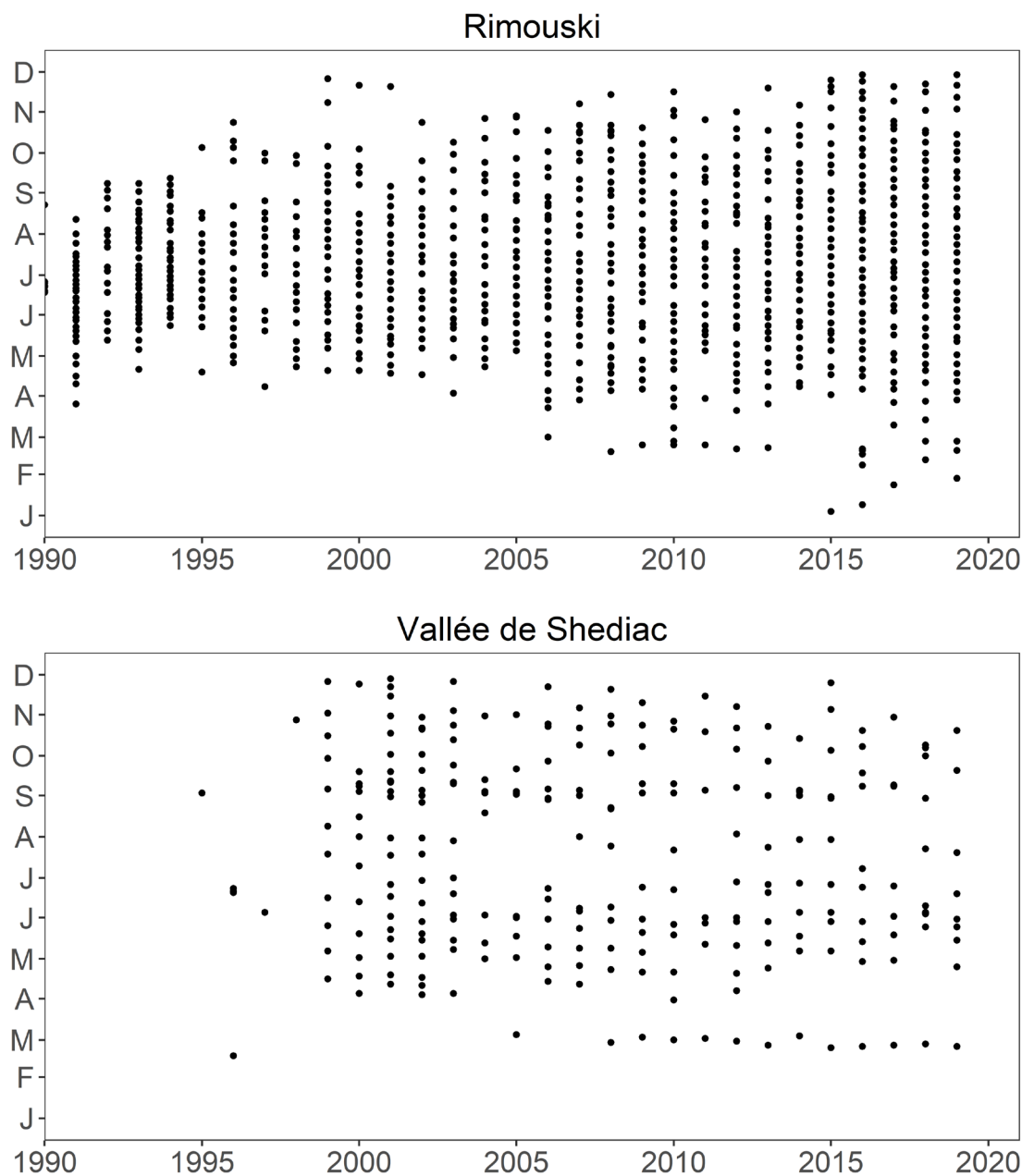


Figure 3. Fréquence d'échantillonnage aux stations de Rimouski et de la vallée de Shediac en 2019. L'échantillonnage comprenait les données CTD/bouteille ainsi que des traits de filet à plancton la plupart du temps (si les conditions météorologiques le permettaient).

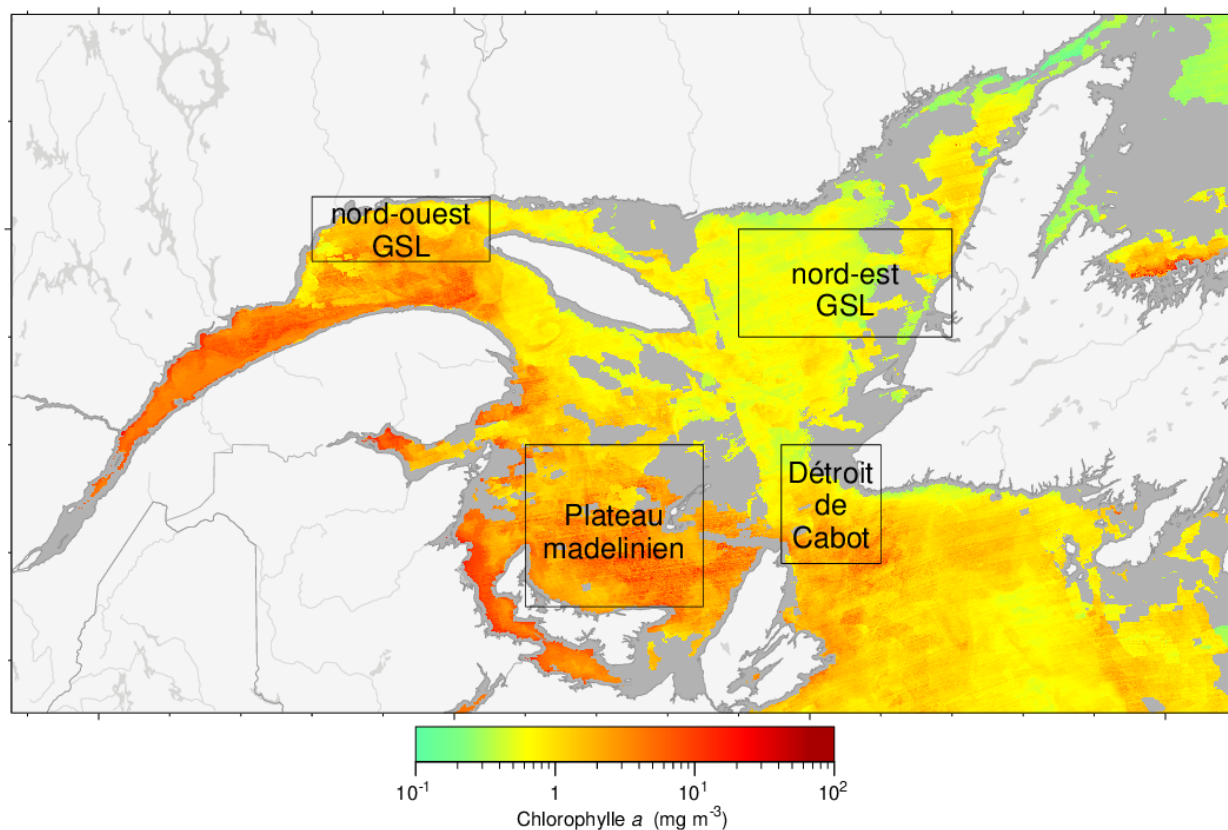


Figure 4. Boîtes statistiques du golfe du Saint-Laurent (GSL) utilisées pour l'analyse spatio-temporelle des données satellites de la couleur de l'océan. La figure est une image composite de VIIRS montrant la chlorophylle *a* du 16 au 30 avril 2019. Le gris indique l'absence de données (dans le cas présent, les régions littorales).

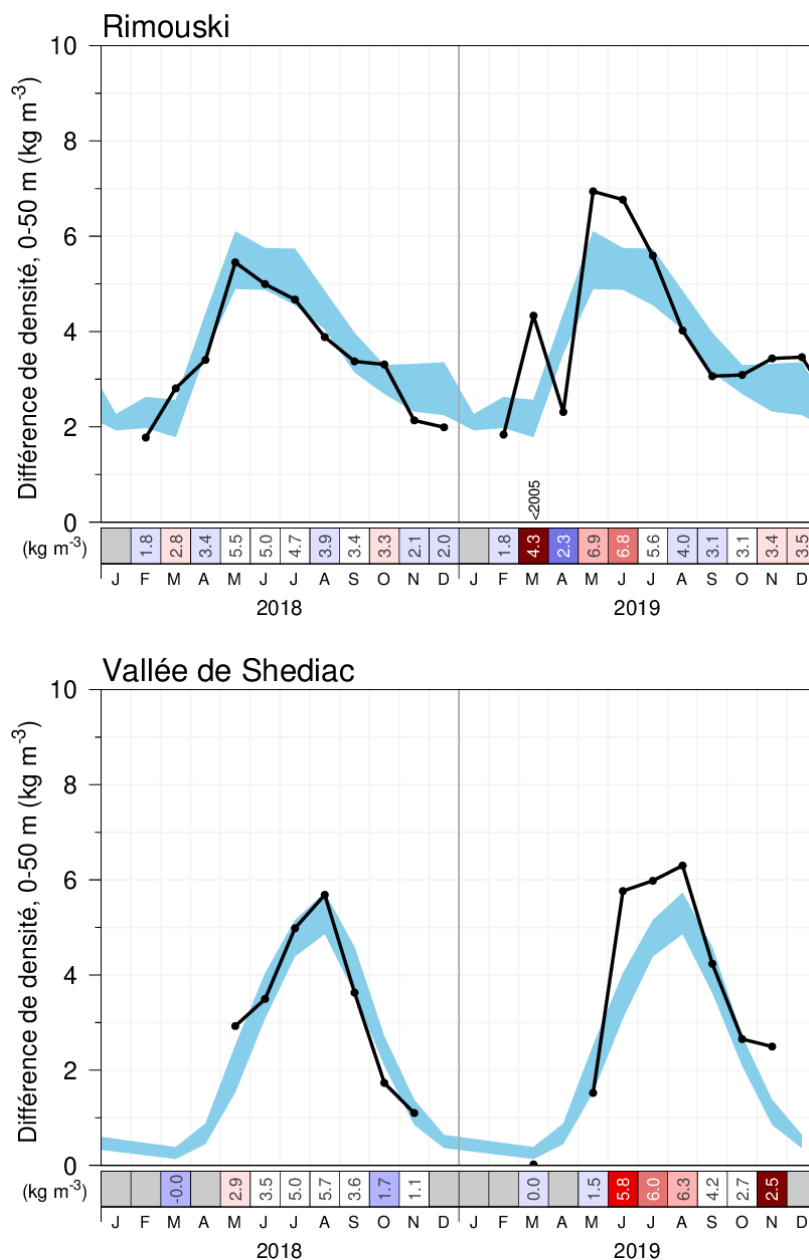


Figure 5. Indice de stratification saisonnière (calculé comme étant la différence de densité entre 50 m et la surface) en 2018 et en 2019 aux stations de Rimouski (panneau supérieur) et de la vallée de Shediac (panneau inférieur). Le bleu représente la moyenne mensuelle climatologique $\pm 0,5$ écart-type (1991 à 2015 pour Rimouski et 1981 à 2015 pour la vallée de Shediac). Les anomalies positives sont indiquées en rouge et elles correspondent à une faible salinité et une forte stratification. Les nombres dans le tableau synoptique représentent la différence de densité mensuelle en kg/m^3 . Pour les anomalies dont l'écart-type est supérieur à 2, l'année précédente ayant connu une anomalie supérieure est indiquée.

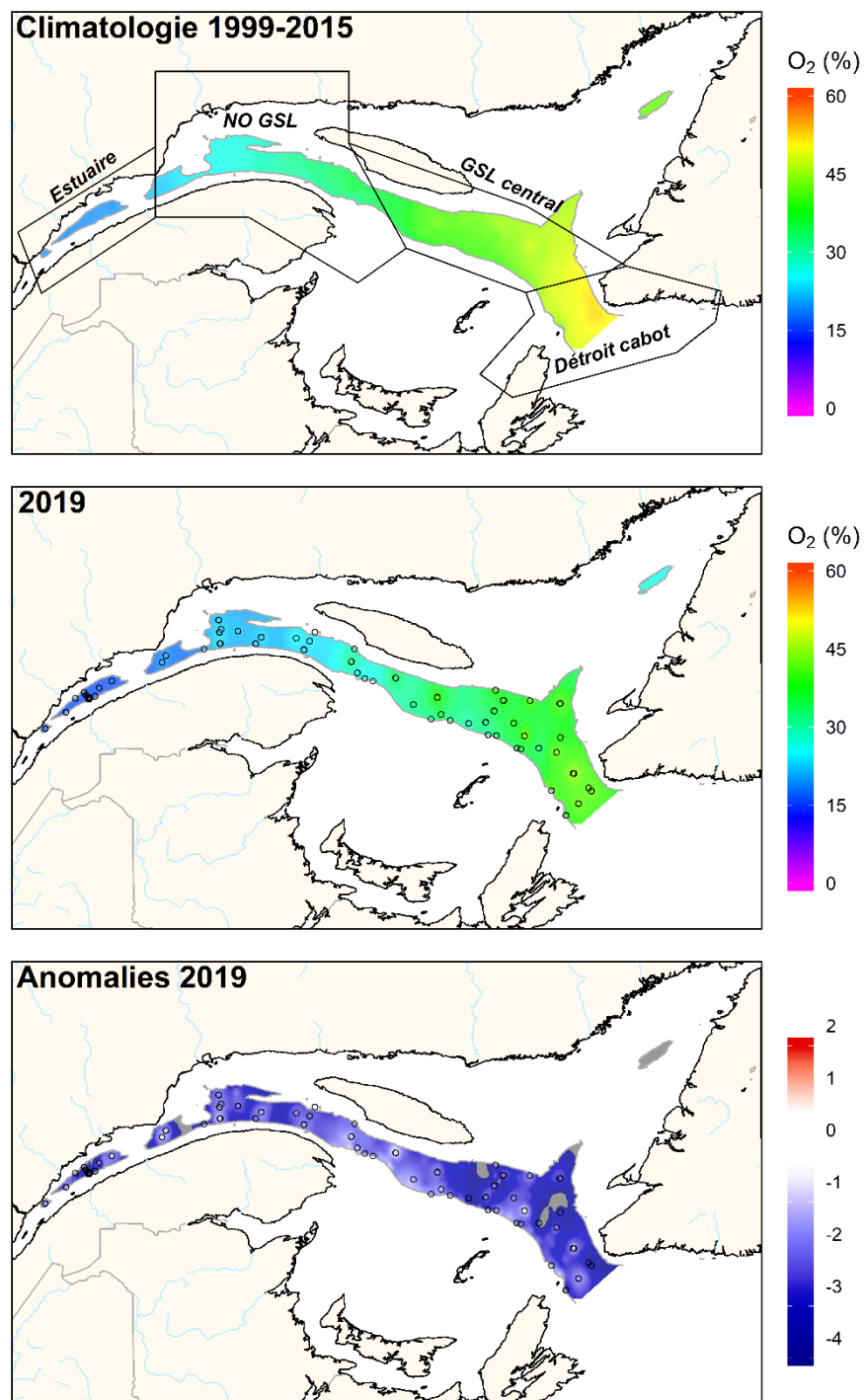


Figure 6. Distribution moyenne annuelle de la saturation en oxygène dissous à une profondeur de 300 m dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2019 (panneau supérieur). La climatologie (1999–2015; panneau du centre) et les anomalies (panneau du bas) sont également montrées. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Les polygones dans le panneau du haut permettent le calcul des anomalies régionales. Les cercles ouverts représentent la localisation des stations en 2019.

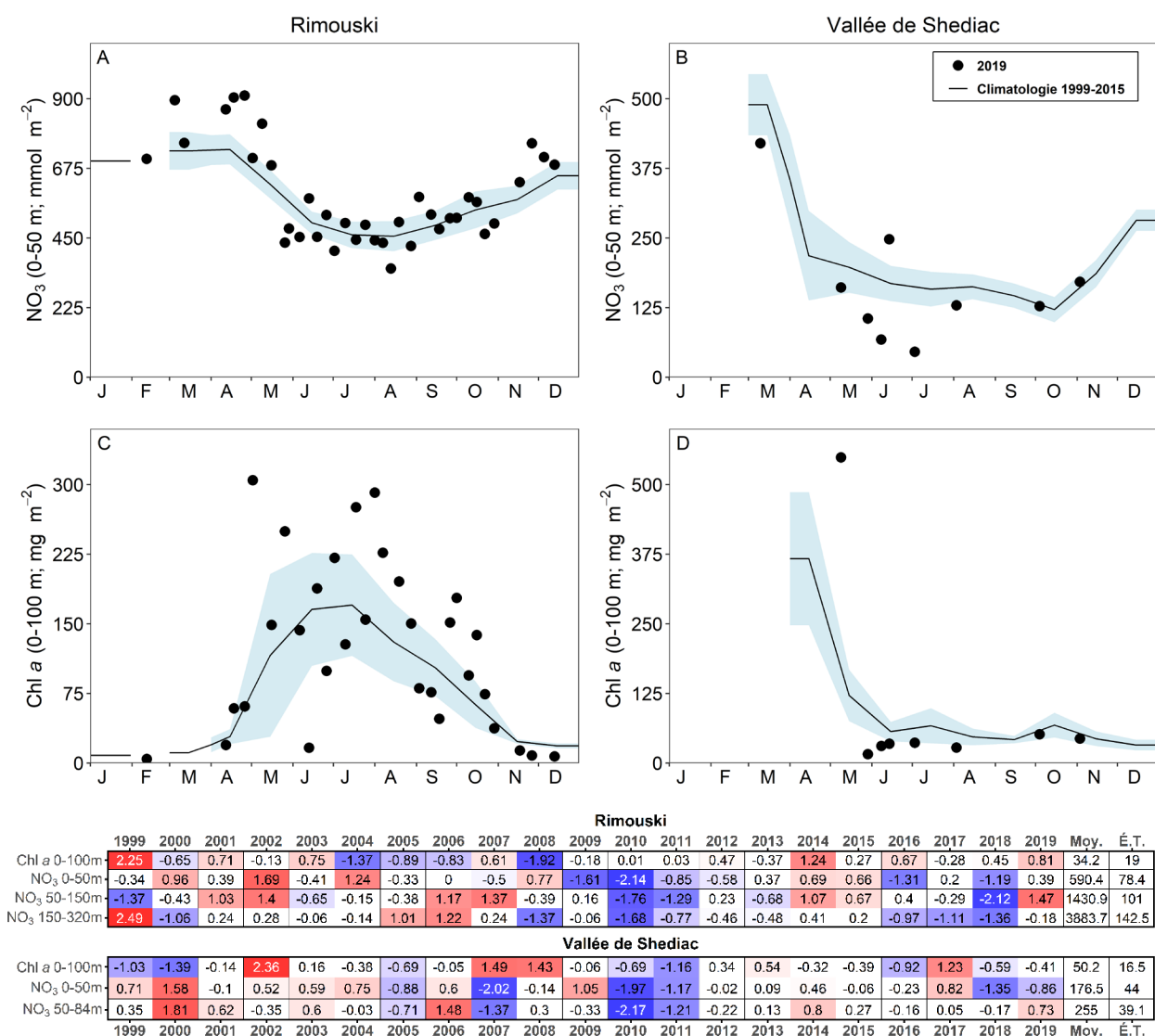


Figure 8. Inventaires de nitrate (0–50 m; panneaux supérieurs) et biomasse de phytoplancton (0–100 m pour Rimouski et 0–84 m pour la vallée de Shediac; panneaux inférieurs) en 2019 (cercles noirs) avec conditions moyennes ($\pm 0,5$ écart-type) pour la période de référence 1999–2015 (ligne noire avec ombrage bleu) aux stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Les anomalies annuelles normalisées (tableau synoptique) pour les teneurs en chlorophylle a (mg/m^2) et les concentrations d'éléments nutritifs (mmol/m^2) sont également présentées avec les moyennes et les écarts-types des variables pour la période de référence 1999–2015 à la droite du tableau synoptique. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

Rimouski - Nitrate + Nitrite

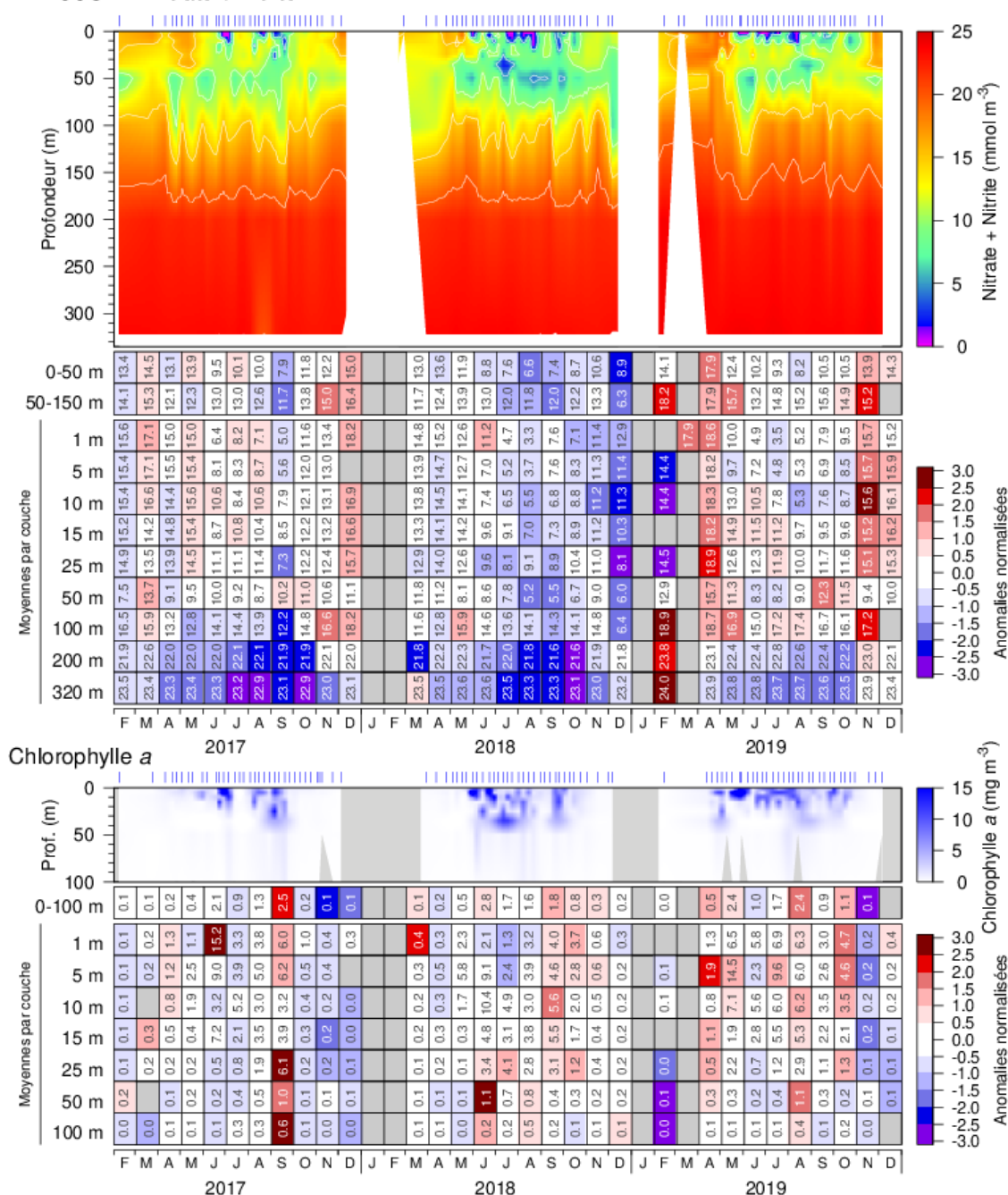


Figure 9. Concentrations de nitrate (haut) et de chlorophylle a (bas) à la station de Rimouski lors des saisons d'échantillonnage de 2017 à 2019. Les tracés de contours sont élaborés à partir de données de sorties individuelles tandis que les moyennes mensuelles sont indiquées dans les tableaux sous les graphiques (nitrates : mmol/m³; chl a : mg/m³). La couleur des cellules indique les anomalies normalisées selon la climatologie de 1991 à 2015 : le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. En mars, la moyenne mensuelle intégrée (0–50 m) et la moyenne en fonction de la profondeur pour la période de référence ne comprennent pas la même quantité de données, ce qui peut entraîner une incohérence des anomalies entre les valeurs intégrées et les valeurs en fonction de la profondeur.

Vallée de Shediac - Nitrate + Nitrite

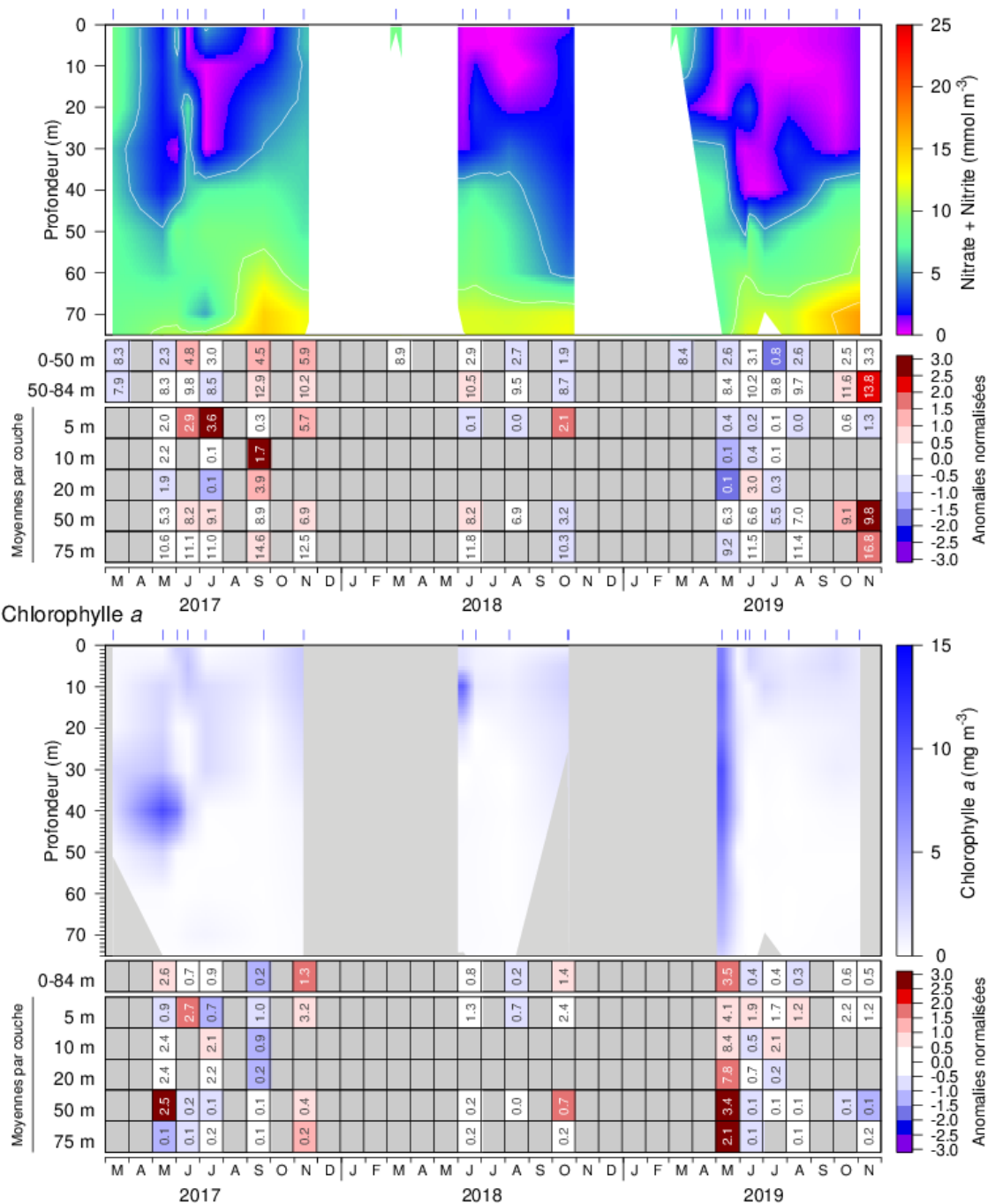


Figure 10. Concentrations de nitrate (haut) et de chlorophyll a (bas) à la station de la vallée de Shediac lors des saisons d'échantillonnage de 2017 à 2019. Les tracés de contours sont élaborés à partir de données de sorties individuelles tandis que les moyennes mensuelles sont indiquées dans les tableaux sous les graphiques (nitrates : mmol/m³; chl a : mg/m³). Les valeurs de nitrate de mars proviennent du relevé hivernal à l'échelle du golfe. La couleur des cellules indique les anomalies normalisées selon la climatologie de 1991 à 2015 : le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Entre sept et dix observations par année seulement ont été utilisées pour produire les profils verticaux annuels (ligne bleue au-dessus des profils verticaux) et l'interpolation entre les dates d'échantillonnage peut être incorrecte.

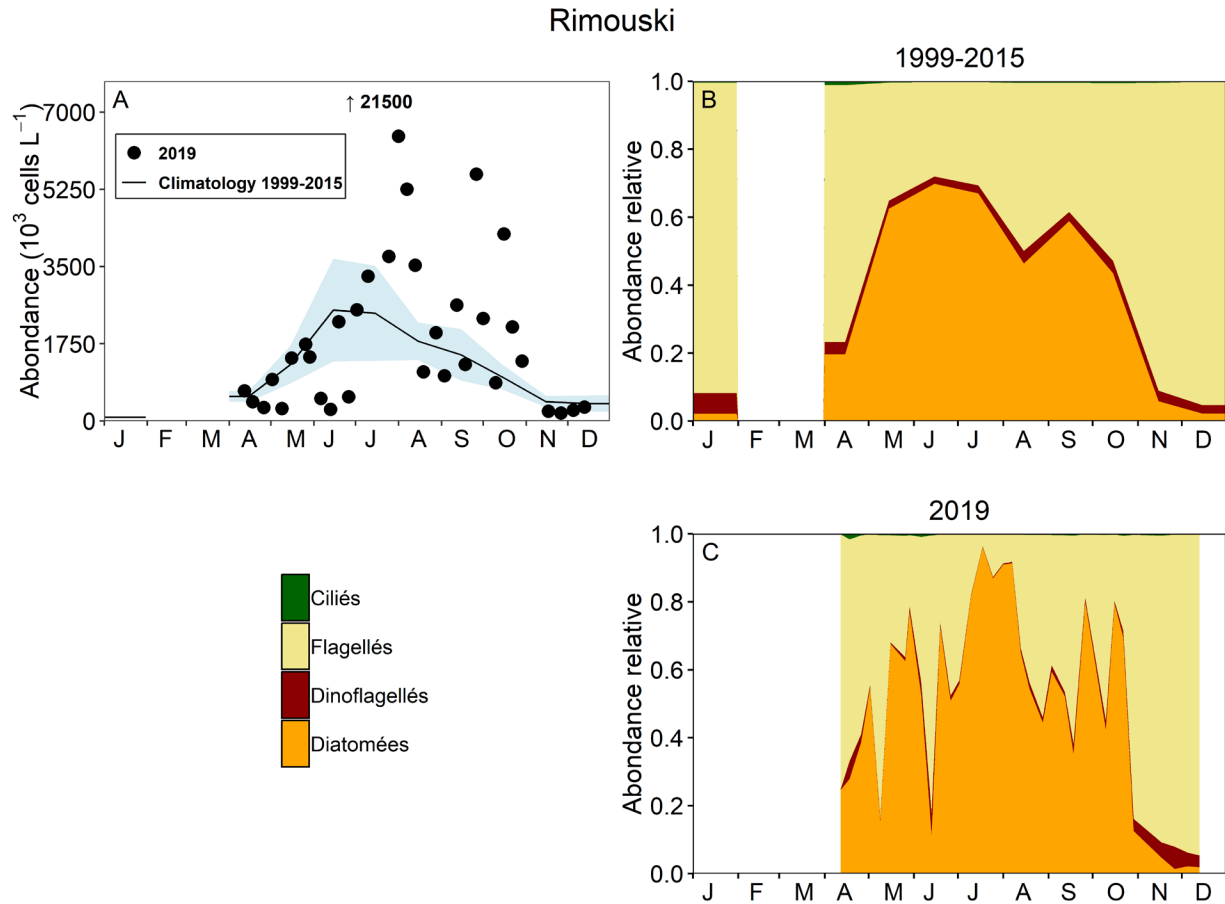


Figure 11. Abondance du phytoplancton (A) et composition de la communauté à la station de Rimouski pour la période de référence 1999–2015 (B; aucune donnée en 2010) et pour 2019 (C). L'ombrage bleu sur le panneau (A) représente ± 0.5 écart-type de la moyenne mensuelle d'abondance du phytoplancton pour la période de référence. Sur le panneau A, une abondance de 21 500 000 cellules L⁻¹ est indiquée au moyen d'une flèche puisque cette valeur se situe au-delà de la limite supérieure du graphique.

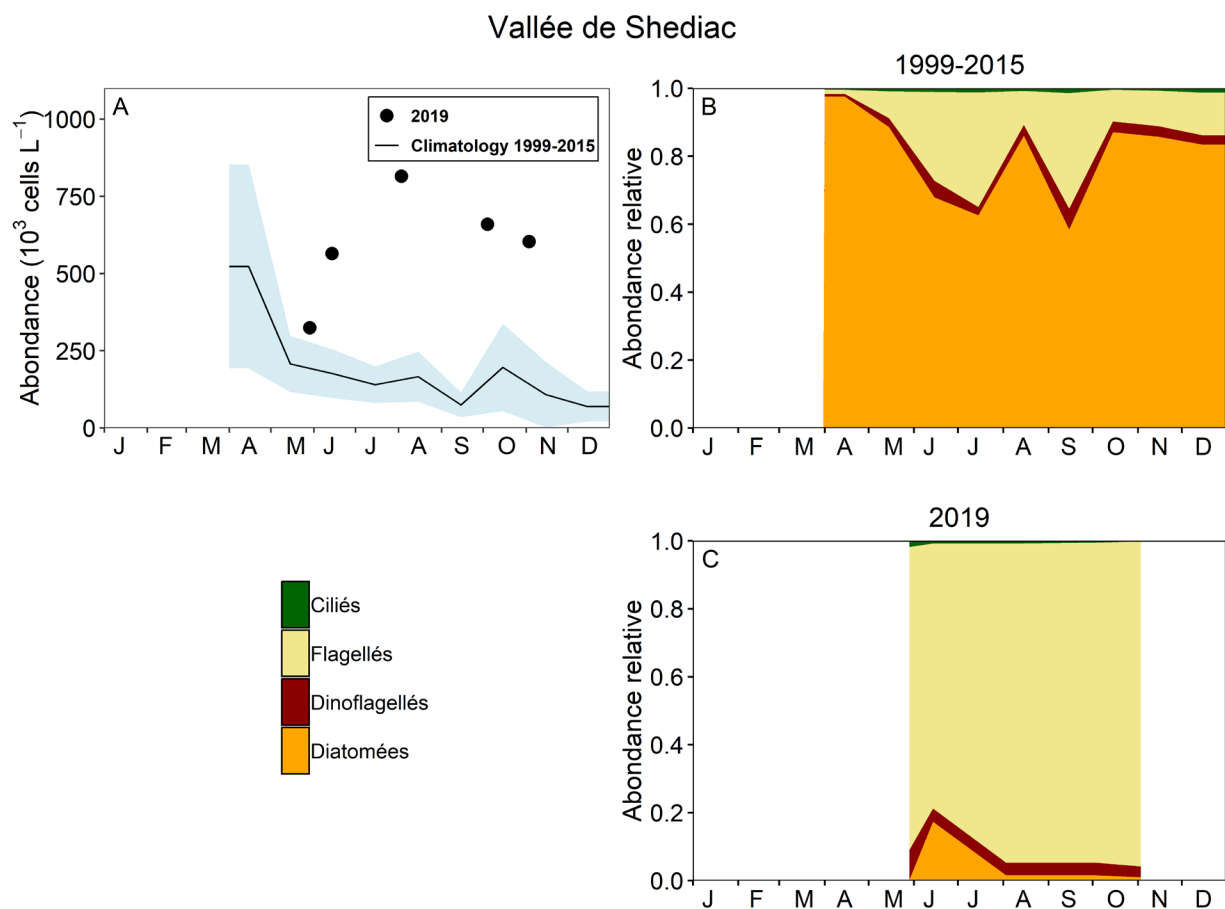


Figure 12. Abondance du phytoplancton (A) et composition de la communauté à la station de la vallée de Shediac pour la période de référence 1999–2015 (B) et pour 2019 (C). L'ombrage bleu sur le panneau (A) représente ± 0.5 écart-type de la moyenne mensuelle d'abondance du phytoplancton pour la période de référence.

Rimouski																							
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Moy.	É.T.
Diatomée	0.56	-0.55	0.51	0.53	1.23	-1.78	-1.37	-1	0.69	-1.64	-0.66		1.06	0.66	-0.63	1.45	0.72	1.22	-1.42	0.41	2	47	23
Dino	-0.72	-0.38	0.47	0.45	0.73	0.22	0.74	1.44	1.85	0.63	0.87		-0.14	-0.23	-0.4	-1.22	-1.14	-1.4	-1.76	-1.53	-0.89	23	12
Flag	-1.7	-1.61	-0.62	-0.95	-0.16	-0.9	1.16	1.52	1.71	0.4	0.97		-0.11	-0.77	0.37	-0.48	0.08	0.42	0.26	-0.47	0.06	391	180
Cilié	-2.13	-1.51	0.62	0.46	0.17	-1.57	1.73	1.14	1.14	-0.07	-0.12		0.28	0.92	-0.31	-0.12	-0.28	-0.68	-1.18	-0.54	-0.7	3	1
Total	0.26	-1.54	-0.09	-0.48	0.65	-2.54	0.28	0.98	1.94	-0.87	0.83		0.27	-0.49	-0.37	0.05	-0.02	1.69	-0.25	-0.28	1.21	592	167
Diat/Dino	1.21	0	0.05	-0.04	0.2	-1.36	-1.3	-1.42	-0.74	-1.43	-0.85		0.65	0.46	-0.24	1.55	0.98	1.69	0.28	1.15	1.77	4	3
Diat/Flag	2.46	0.76	0.7	0.78	0.78	-1.1	-1.32	-1.19	-0.63	-1.33	-0.59		0.4	0.6	-0.77	0.74	-0.02	0.91	-0.45	0.48	1.04	1	1
Vallée de Shediac																							
Diatomée	-0.35	0.77	-0.29	1.43	0.09	0.88	-1.17	0.1	1.86	1.44	-0.23	-1.19	-0.8	-0.56	0.4	-1.19	-1.21	-1.05	0.54	-0.81	-1.98	54	49
Dino	0.67	1.89	-0.2	0.36	-0.27	1.61	0	-1.04	-0.48	1.24	-1.37	-1.18	-0.38	-1.05	-0.9	0.97	0.12	1.49	0.76	0.77	3.51	3	2
Flag	-1.25	0.54	0.86	0.32	0.58	1.35	0	-0.78	-0.6	0.43	-0.61	-1.82	0.37	-0.8	-0.01	2.22	-0.8	2.08	1.9	0.46	5.27	12	11
Cilié	1.3	0.47	-0.51	0.46	-0.47	2.05	-0.71	-1.33	-0.19	1.64	-0.99	-0.42	0.07	-1.7	-0.12	0.3	0.14	1.36	0.66	3.03	3.47	1	0
Total	-0.85	0.66	-0.12	1.41	0.33	0.92	-0.43	-0.28	1.69	1.49	-0.52	-1.91	-0.76	-0.76	-0.05	0.35	-1.16	0.19	1.16	-0.51	2.95	87	56
Diat/Dino	-0.96	-0.59	-0.18	1.26	0.2	-0.32	-0.79	0.67	2.33	0.66	0.66	-0.31	-0.71	0.02	0.92	-1.52	-1.35	-2.09	-0.06	-1.34	-3.15	20	18
Diat/Flag	0.53	-0.14	-1.05	1.06	-0.27	-0.56	-0.4	0.49	2.57	0.92	0.21	0	-1.14	0.02	0.01	-1.95	-0.31	-2.01	-0.87	-1.02	-2.77	9	10
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Moy.	É.T.

Figure 13. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées (Avril–Décembre) pour l'abondance (10^3 cells L^{-1}) des principaux groupes taxonomiques de phytoplancton (diatomées, dinoflagellés, flagellés, ciliés), l'abondance totale du microphytoplancton et les ratios diatomées/dinoflagellés et diatomées/flagellés aux stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. La moyenne et l'écart-type des variables pour la période de référence 1999–2015 sont indiqués à droite du tableau synoptique. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Aucune donnée n'est disponible en 2010 à la station Rimouski.

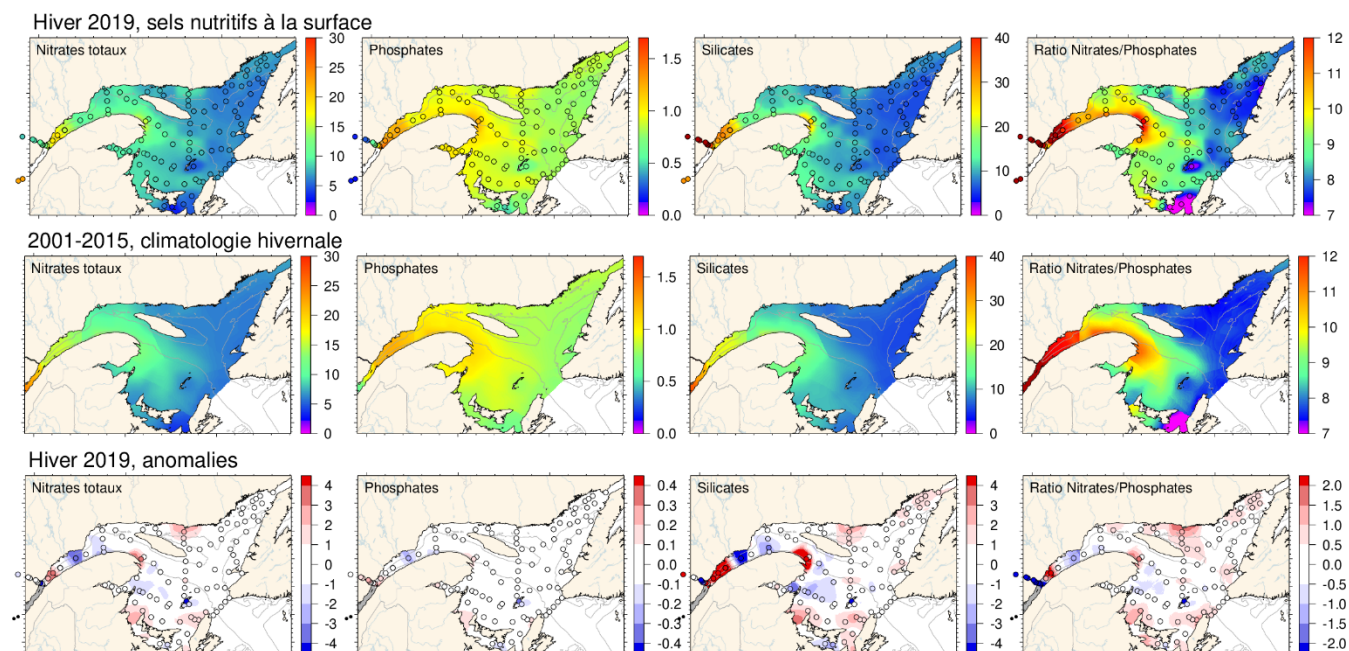
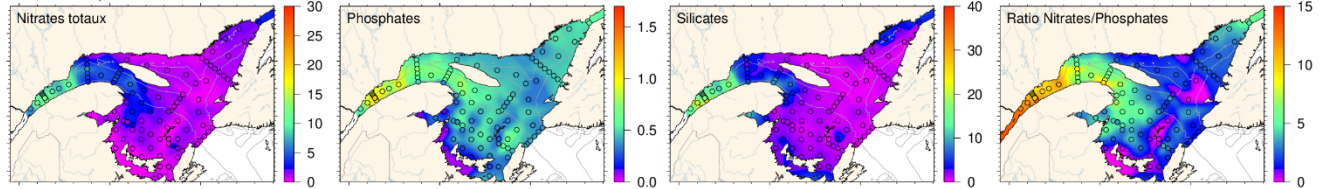
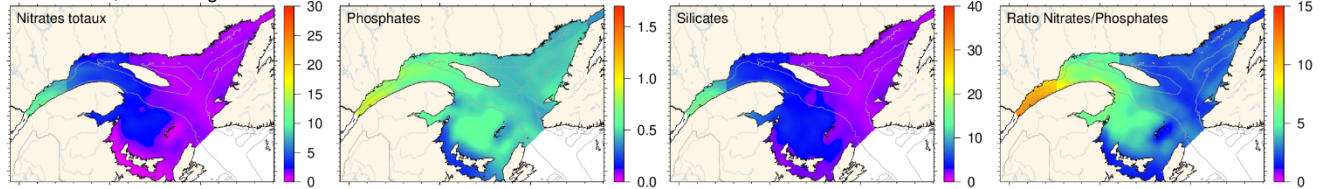


Figure 14. Concentrations totales de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), de phosphate et de silicate (mmol m^{-3}) et ratio N/P près de la surface dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en mars 2019 (panneaux supérieurs). La climatologie (2001 à 2015; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont indiquées pour chaque élément nutritif. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

Été 2019, 0-50 m inventaires de sels nutritifs



1999-2015, climatologie d'été



Été 2019, anomalies

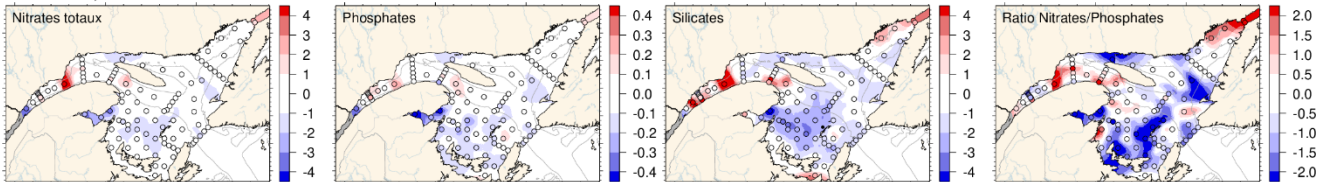
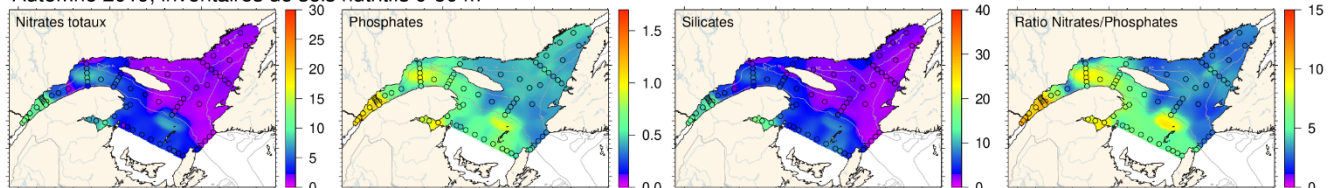
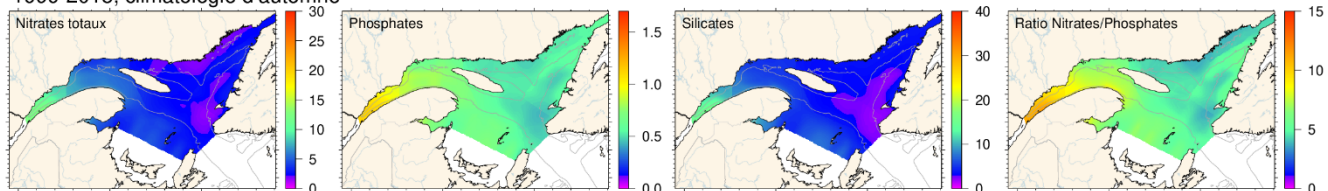


Figure 15. Concentrations totales de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), de phosphate et de silicate (mmol/m^3) et ratio N/P moyen dans la couche de surface (0–50 m) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en juin 2019 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999 à 2015; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont indiquées pour chaque élément nutritif. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

Automne 2019, inventaires de sels nutritifs 0-50 m



1999-2015, climatologie d'automne



Automne 2019, anomalies

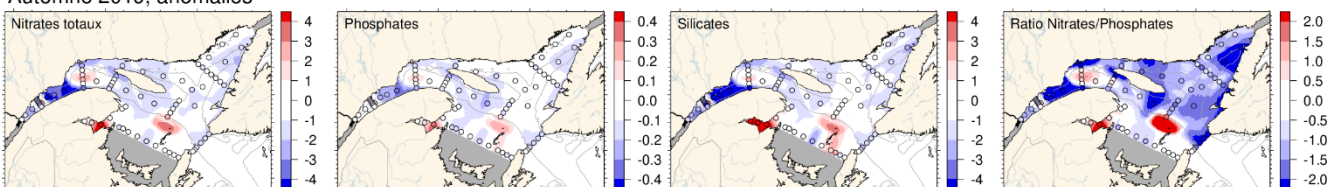
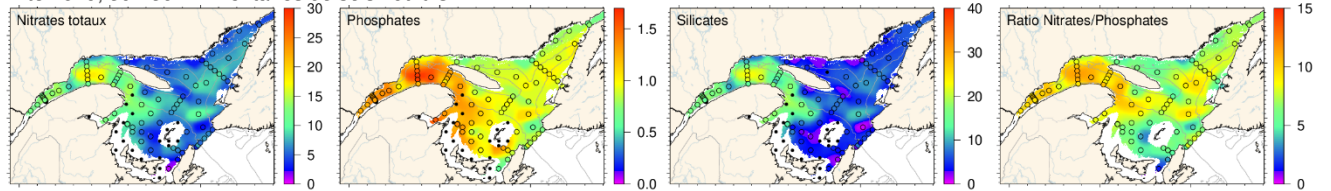
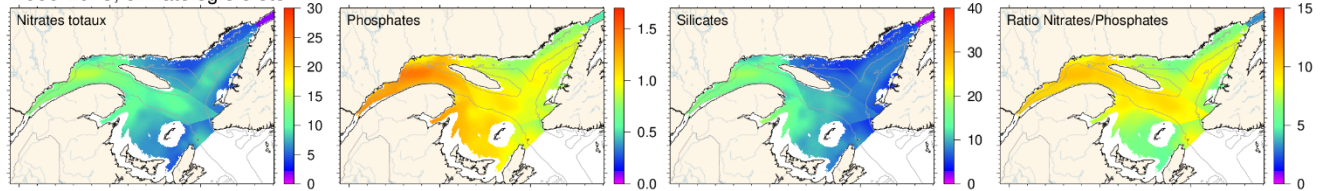


Figure 16. Concentrations totales de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), de phosphate et de silicate (mmol/m^3) et ratio N/P moyen dans la couche de surface (0–50 m) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent à l'automne 2019 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999 à 2015; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont indiquées pour chaque élément nutritif. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

Été 2019, 50-150 m inventaires de sels nutritifs



1999-2015, climatologie d'été



Été 2019, anomalies

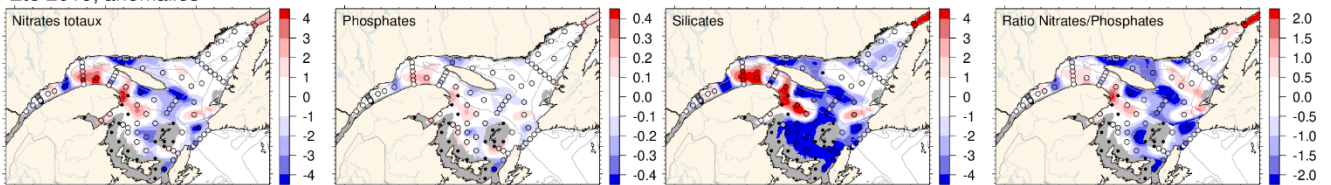
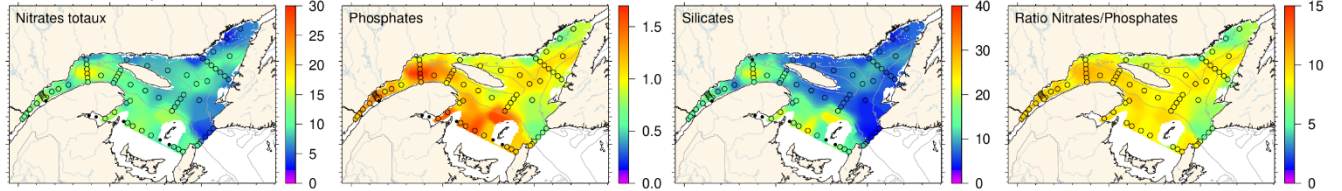
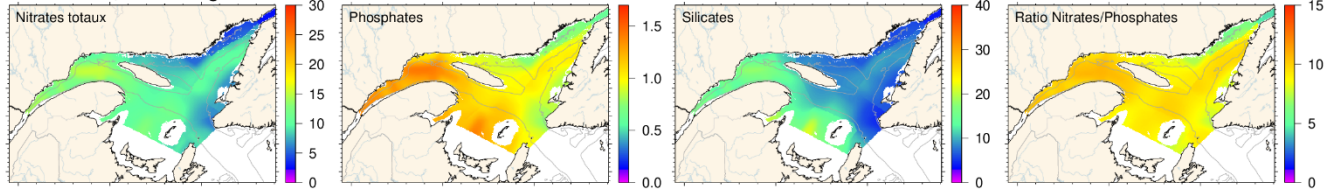


Figure 17. Concentrations totales de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), de phosphate et de silicate (mmol/m^3) et ratio N/P moyen dans la couche intermédiaire (50–150 m) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en juin 2019 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999 à 2015; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont indiquées pour chaque élément nutritif. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

Automne 2019, inventaires de sels nutritifs 50-150 m



1999-2015, climatologie d'automne



Automne 2019, anomalies

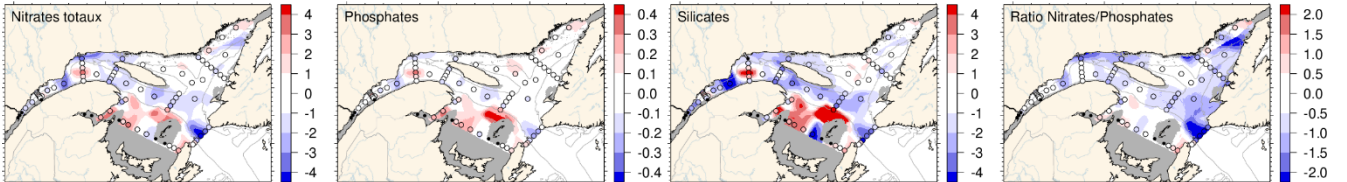


Figure 18. Concentrations totales de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), de phosphate et de silicate (mmol/m^3) et ratio N/P moyen dans la couche intermédiaire (50–150 m) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent à l'automne 2019 (panneaux supérieurs). La climatologie (1999 à 2015; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont indiquées pour chaque élément nutritif. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne et le rouge, celles supérieures à la moyenne.

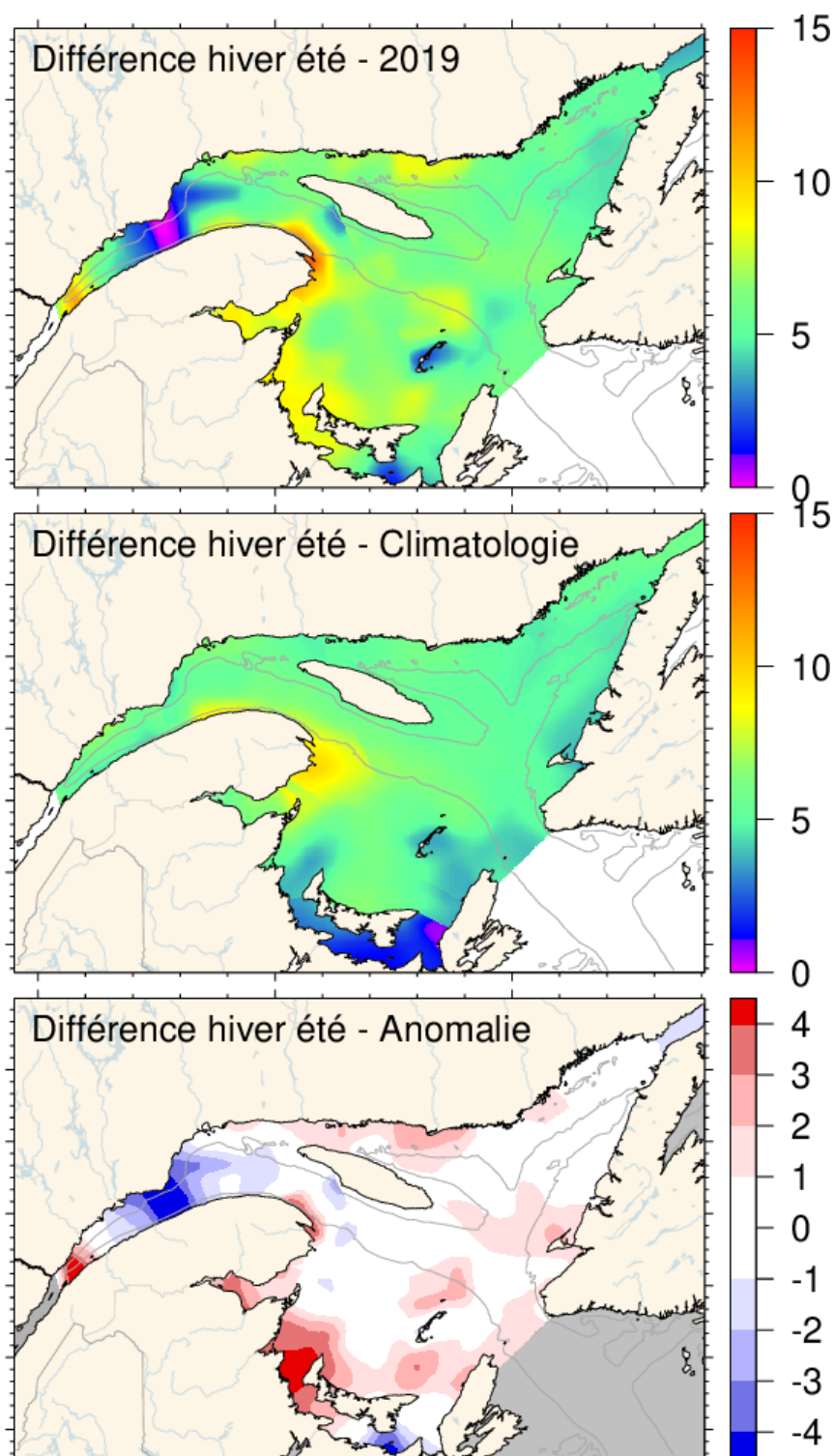


Figure 19. Différence entre les concentrations totales de nitrate ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) [mmol m^{-3}] à 2 m dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent entre l'hiver et l'été. Haut : différence entre l'hiver et l'été 2019; centre : différences pour la climatologie (2001 à 2015); bas : anomalies de la différence entre hiver et été 2019. Les anomalies négatives (en bleu) suggèrent de faibles diminutions du niveau de nitrate et les anomalies positives (en rouge), de fortes diminutions.

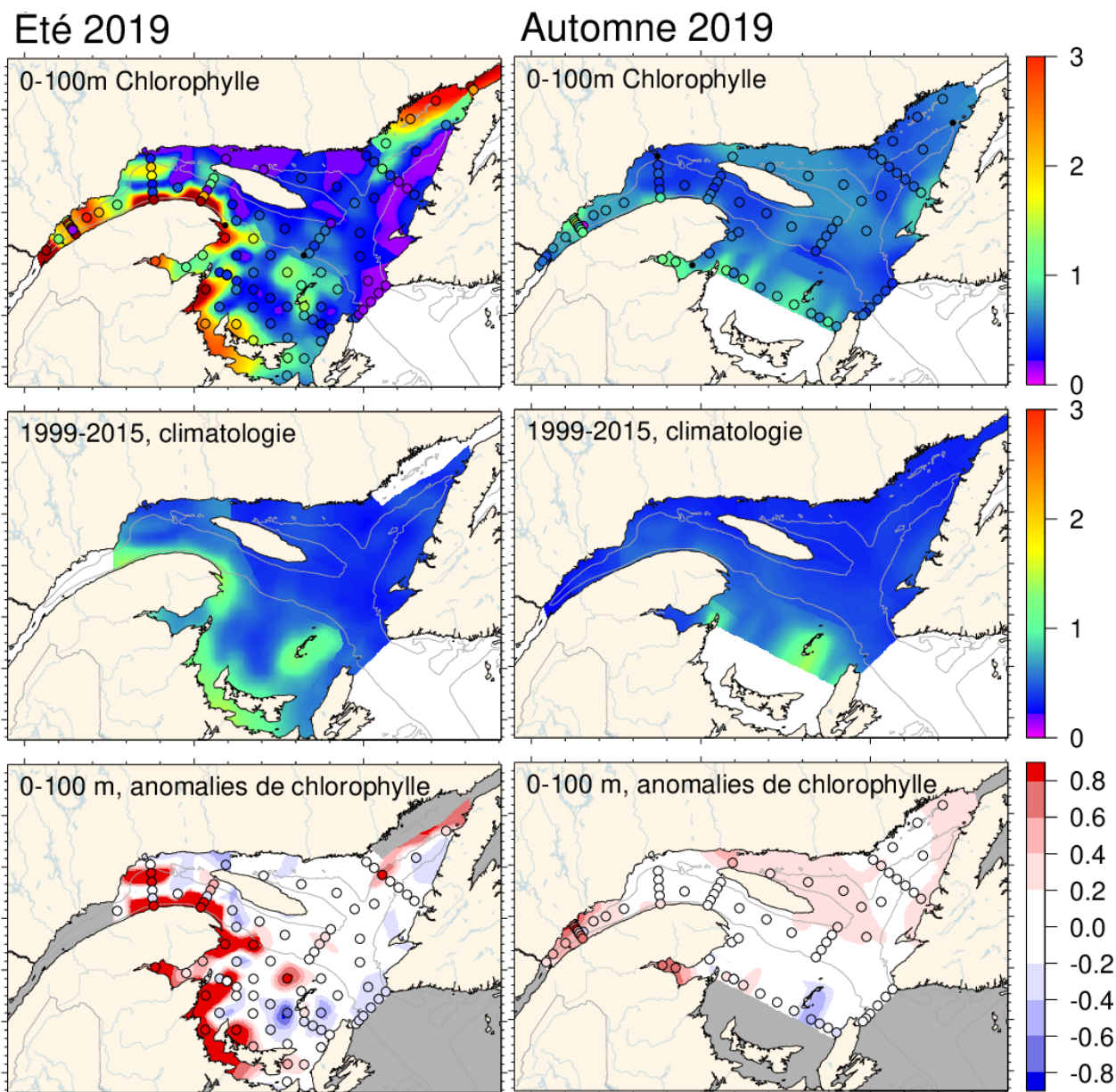


Figure 20. Concentrations de chlorophylle a (mg/m^3) moyennées verticalement (0–100 m) dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent à l'été (panneaux de gauche) et à l'automne 2019 (panneaux de droite). La climatologie (1999 à 2015; panneaux centraux) et les anomalies (panneaux inférieurs) sont indiquées pour les deux saisons. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

Figure 21. Série temporelle des anomalies annuelles pour les inventaires de nitrate, phosphate et silicate ainsi que le ratio N/P dans la couche de surface, intermédiaire et à 300 m pour les sous-régions du GSL et les stations de monitoring à haute fréquence. Pour la vallée de Shediac, l'intégration de la couche intermédiaire est faite entre 50 et 84 m. La moyenne et l'écart-type des variables pour la période de référence 1999–2015 sont indiqués à droite du tableau synoptique. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

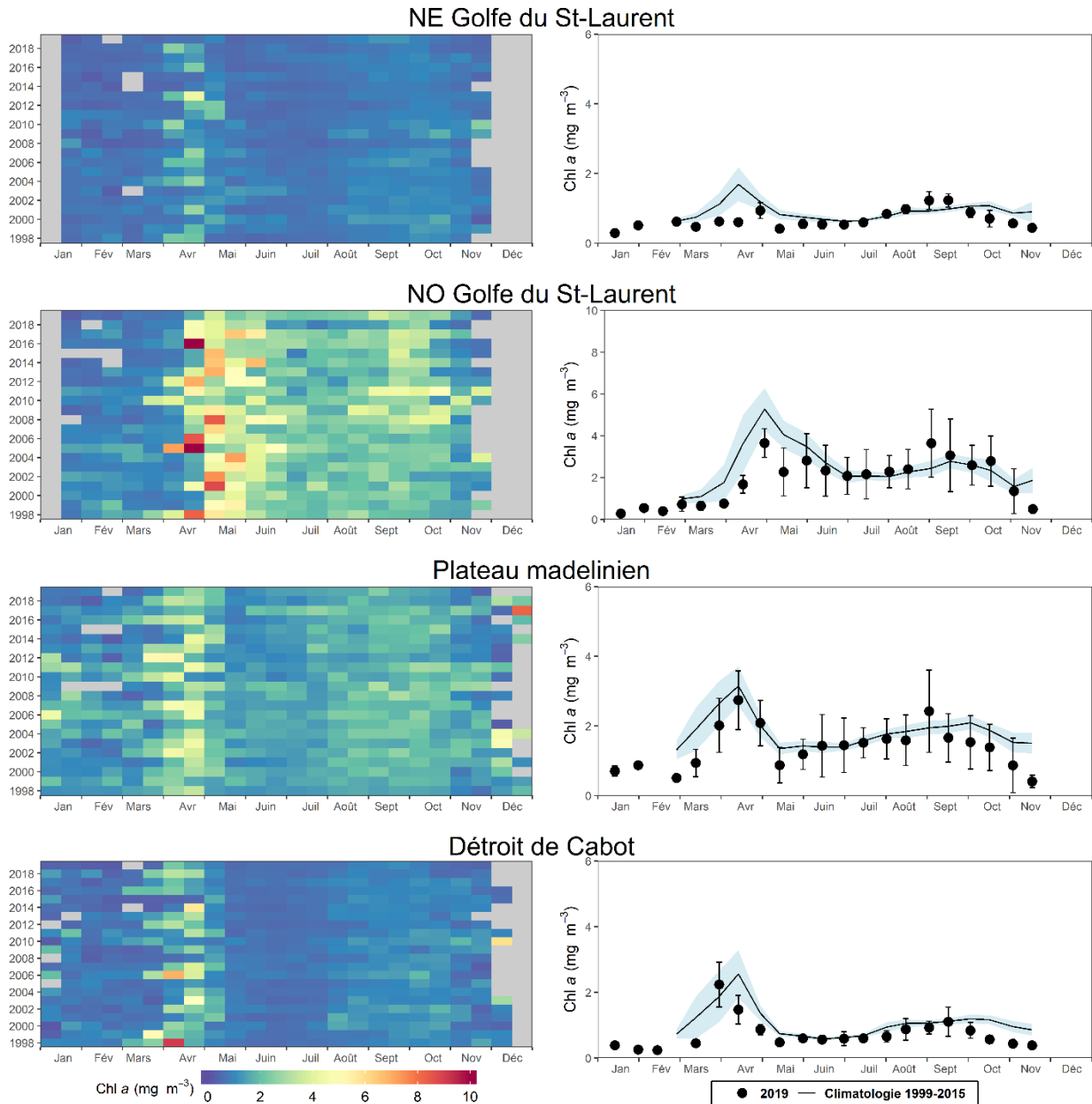


Figure 23. Panneaux de gauche : Série chronologique des concentrations de chlorophylle a en surface à partir des données bimensuelles de la couleur de l'océan de SeaWiFS (1998 à 2007), de MODIS (2008 à 2011) et de VIIRS (depuis 2012) dans les sous-régions statistiques du nord-est du golfe du Saint-Laurent, du nord-ouest du golfe du Saint-Laurent, du Plateau madelinien et du détroit de Cabot (voir la figure 4). Panneaux de droite : comparaison des estimations de la chlorophylle en surface en 2019 (cercles noirs) à l'aide des données satellites de la couleur de l'océan et des conditions moyennes ($\pm 0,5$ écart-type) enregistrées entre 1999 et 2015 (ligne noire avec ombrage bleu) dans les mêmes sous-régions statistiques.

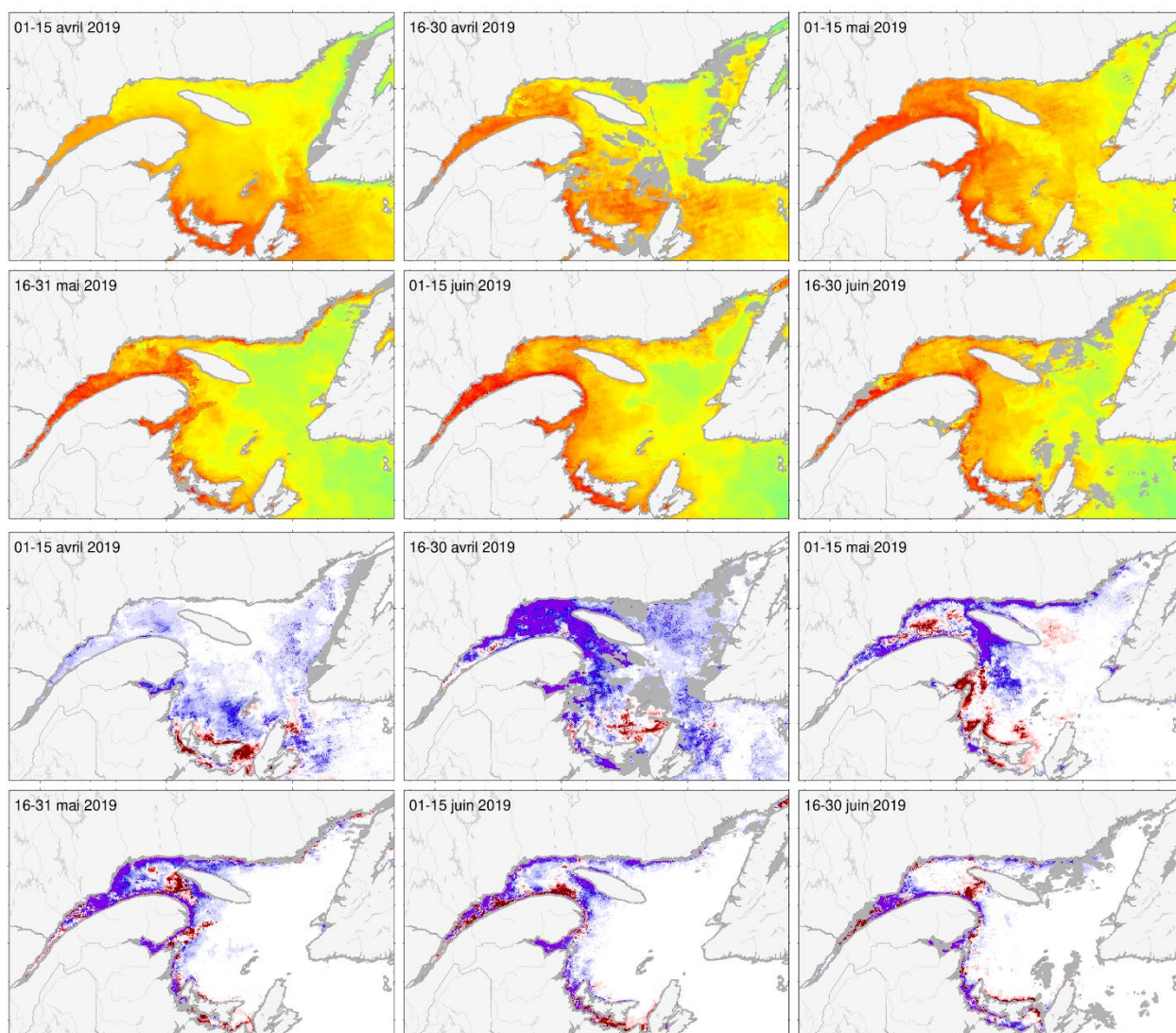


Figure 24. Images composites de la chlorophylle a en surface prises deux fois par mois par VIIRS (panneaux supérieurs) et anomalie en fonction de la climatologie de 1999 à 2015 (panneaux inférieurs) dans le golfe du Saint-Laurent au printemps/été 2019.

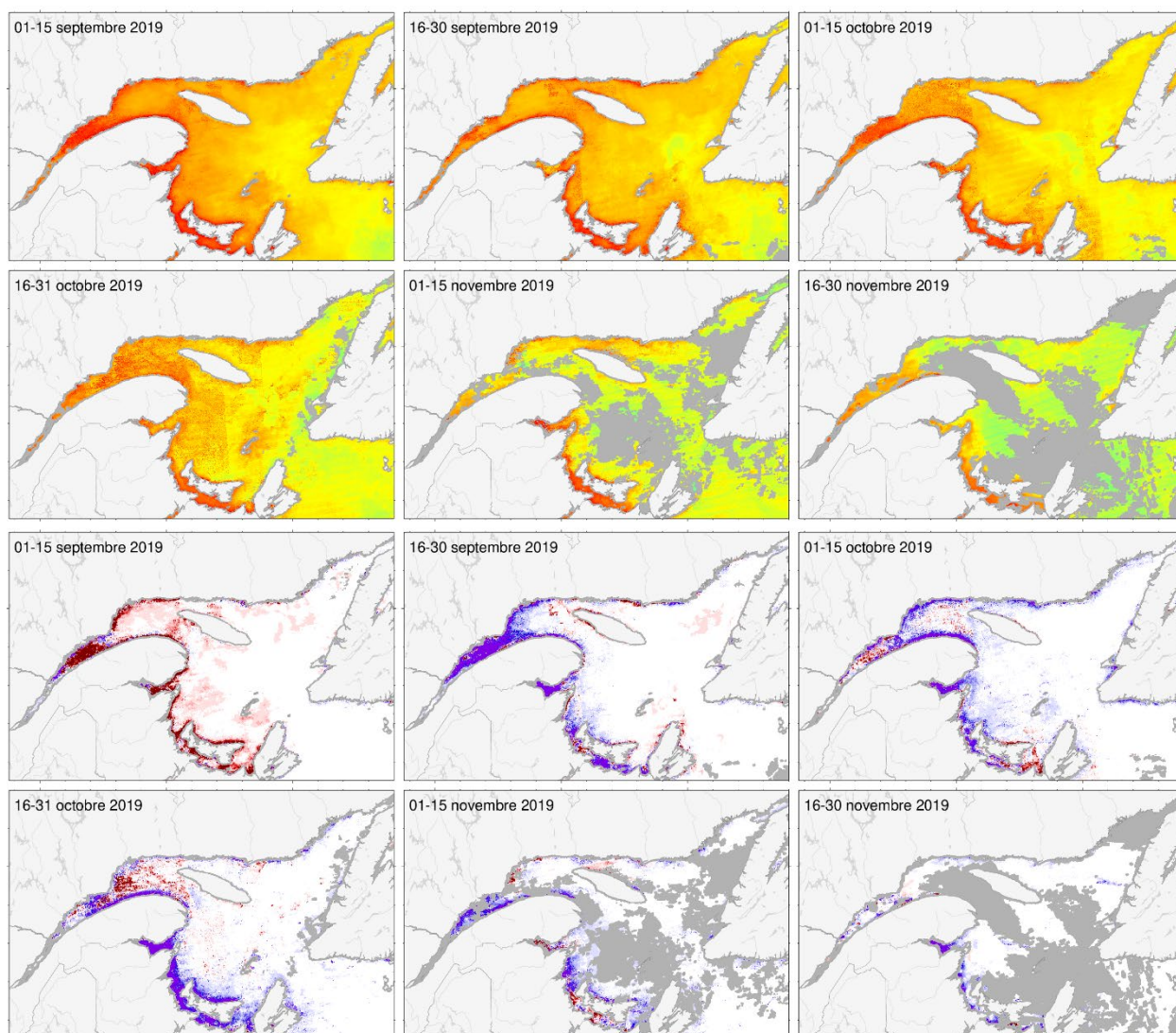


Figure 25. Images composites de la chlorophylle a en surface prises deux fois par mois par VIIRS (panneaux supérieurs) et anomalie en fonction de la climatologie de 1999 à 2015 (panneaux inférieurs) dans le golfe du Saint-Laurent à l'automne 2019.

Figure 26. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées des propriétés de la floraison printanière (section supérieure) et moyenne annuelle/saisonnière de la chlorophylle a en surface (section inférieure; mg/m^3) estimées à partir des satellites (SeaWiFS, 1998–2007; MODIS, 2008–2011; et VIIRS depuis 2012) dans les boîtes statistiques du golfe du Saint-Laurent (voir la figure 4). Les indices de floraison printanière sont le début (jour de l'année), la durée (en jours), l'ampleur (mg de chl/ m^2) et l'amplitude (mg de chl/ m^3). Les moyennes et écarts-types de la période de référence (1999–2015) sont indiqués à droite du tableau. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Le printemps inclut les mois de mars à mai, l'été de juin à août et l'automne de septembre à novembre.

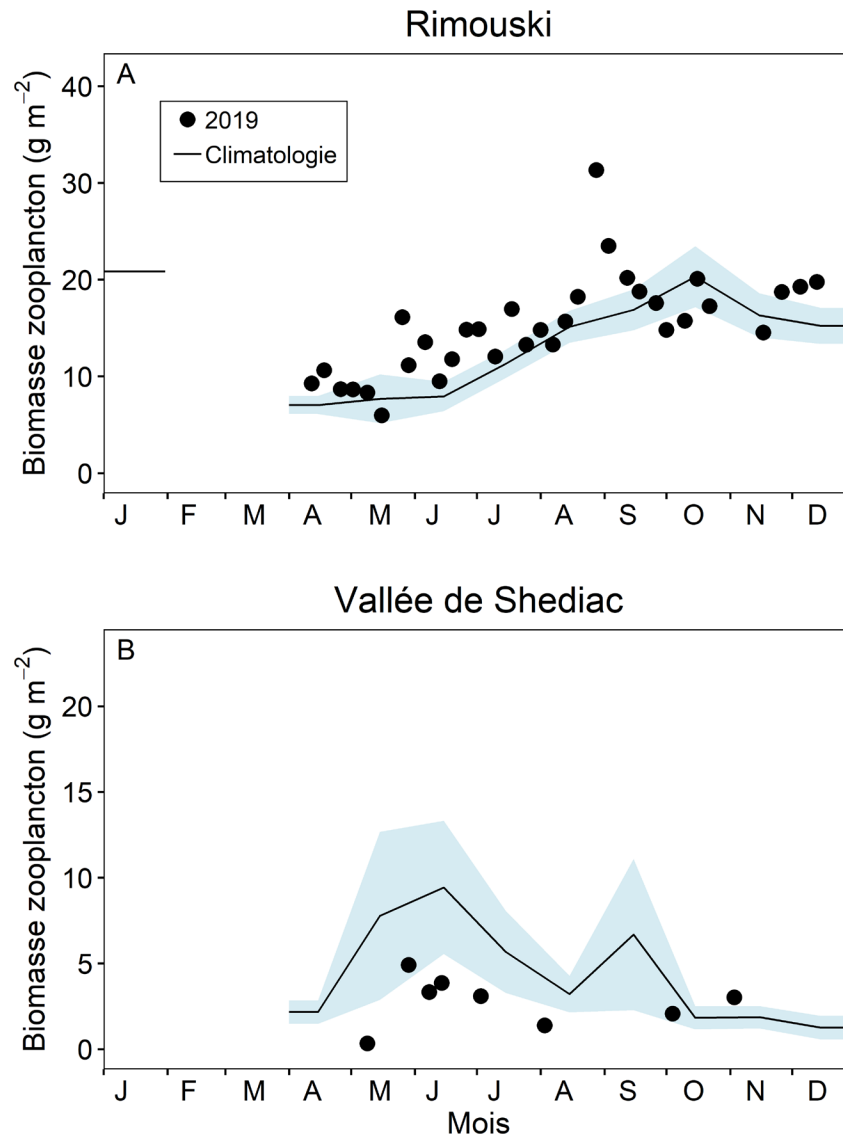


Figure 27. Comparaison de la biomasse totale de zooplancton (poids sec) en 2019 (cercles) par rapport à la climatologie mensuelle des stations de A) Rimouski (2005 à 2015) et de B) la vallée de Shediac (1999 à 2015) [ligne noire et ombrage bleu]. L'ombrage bleu représente ± 0.5 écart-type des moyennes mensuelles.

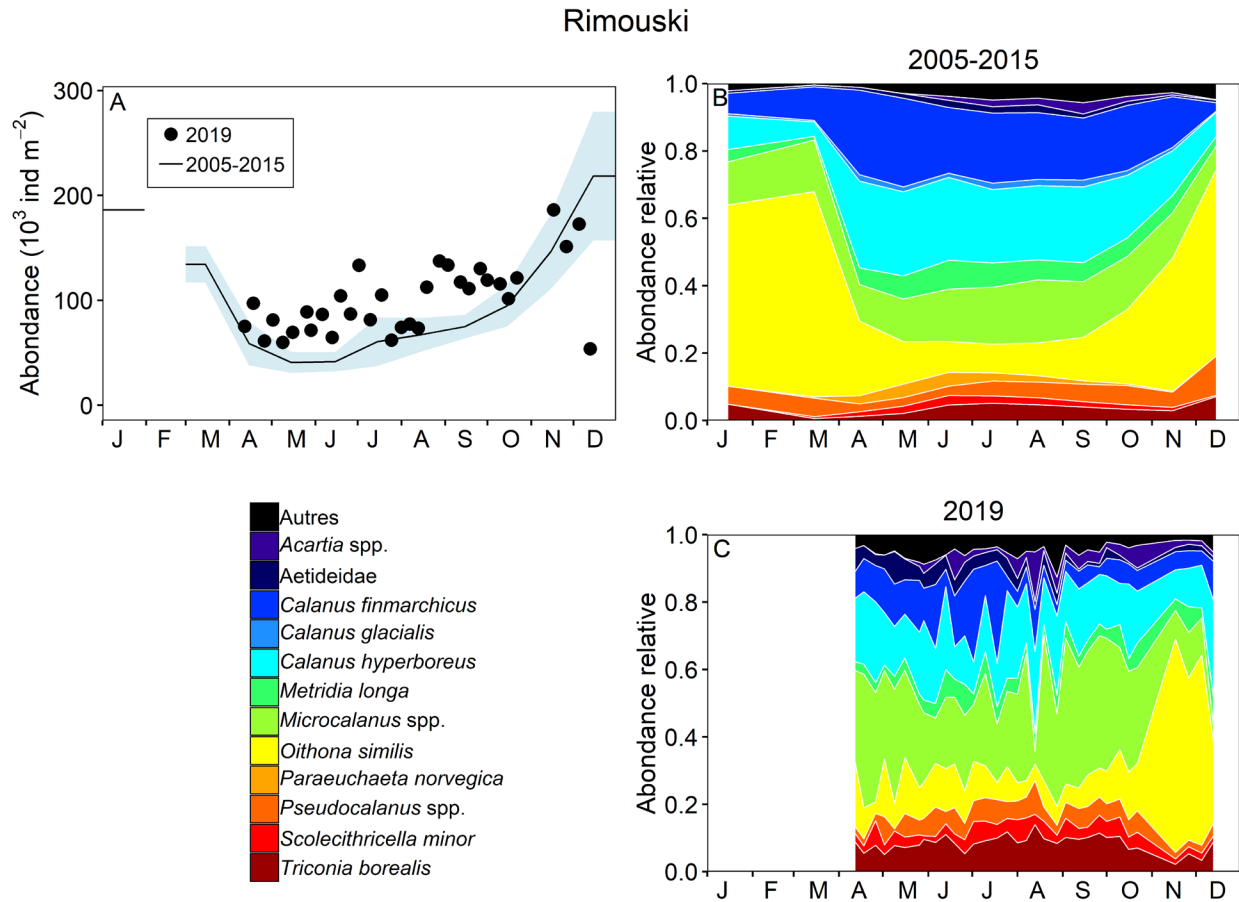


Figure 28. Variabilité saisonnière des copépodes dominants à la station de Rimouski. Abondance des copépodes (à l'exception des nauplii) au cours de la période de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant ± 0.5 écart-type) et de 2019 (cercles) [A]; climatologie de l'abondance relative des copépodes composant 95 % des taxons identifiés pour la période de 2005 à 2015 (B); et en 2019 (C).

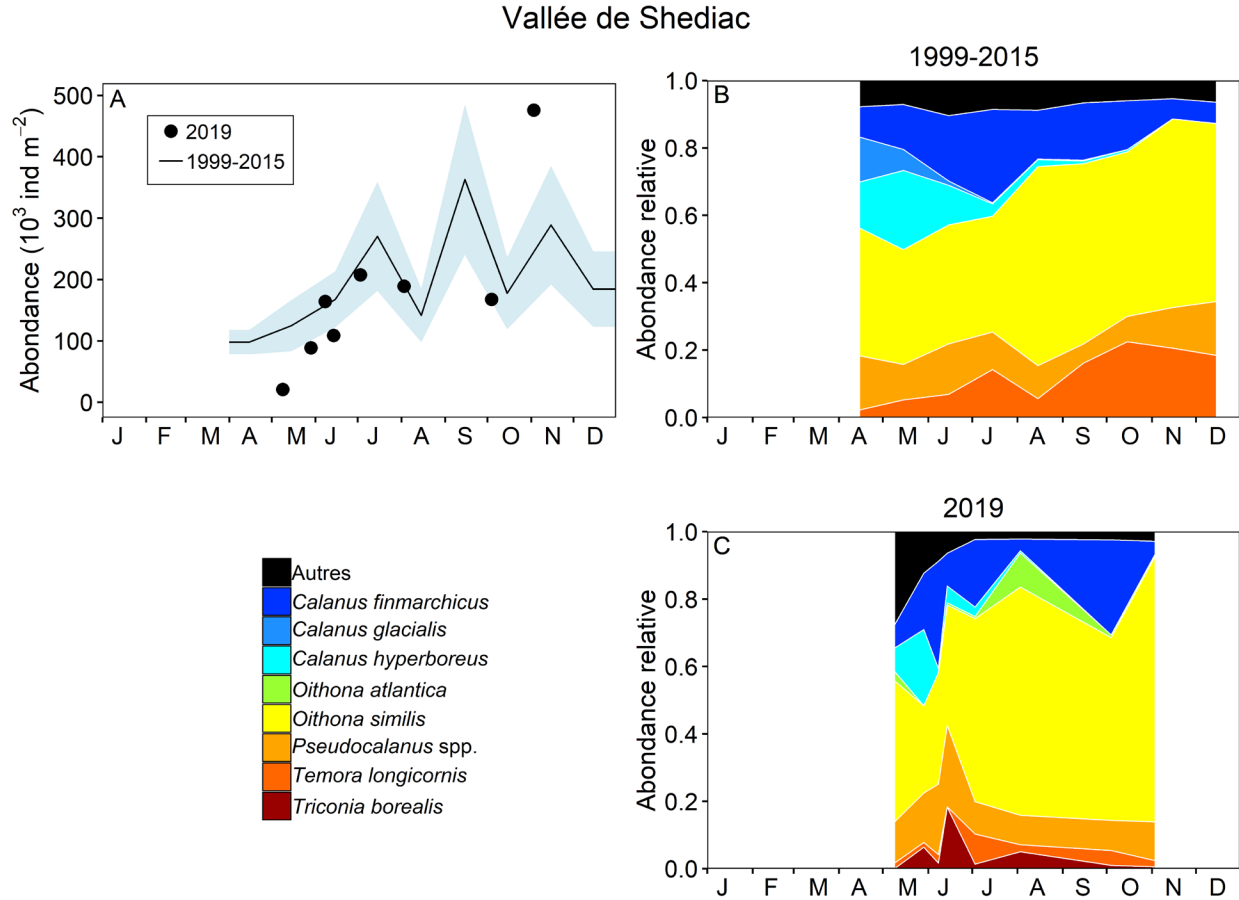


Figure 29. Variabilité saisonnière des copépodes dominants à la station de la vallée de Shediac. Abondance des copépodes (à l'exception des nauplii) au cours de la période de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant ± 0.5 écart-type) et de 2019 (cercles) [A]; climatologie de l'abondance relative des copépodes composant 95 % des taxons identifiés pour la période de 1999 à 2015 (B); et en 2019 (C).

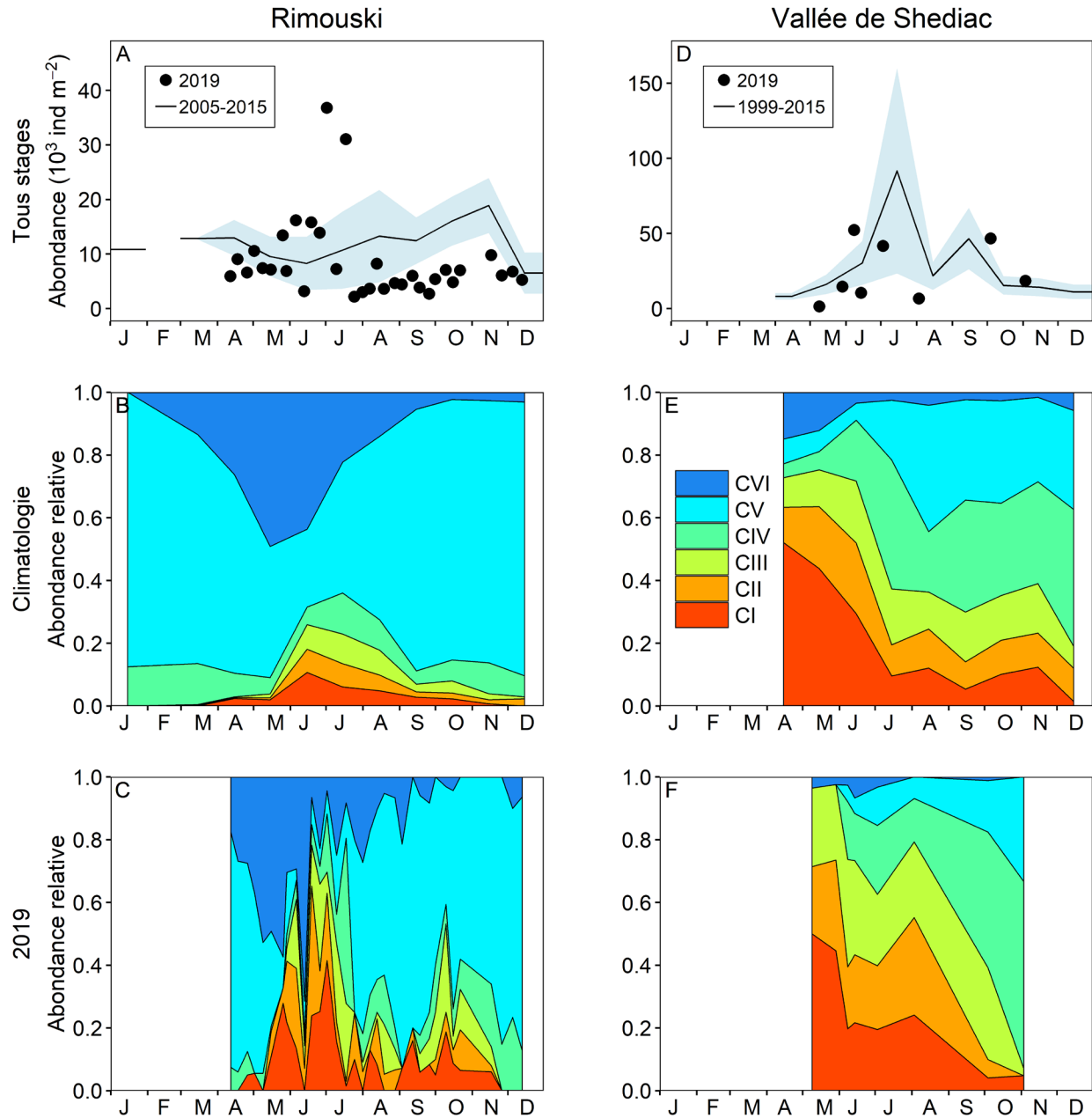


Figure 30. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites *Calanus finmarchicus* aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D à F). Les climatologies des dénombrements combinés pour les périodes de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant ± 0.5 écart-type) sont présentés avec les données de 2019 (cercles) [A, D]. Les variabilités saisonnières des différents stades copépodites pour les périodes de référence (B, E) et 2019 (C, F) sont également indiquées.

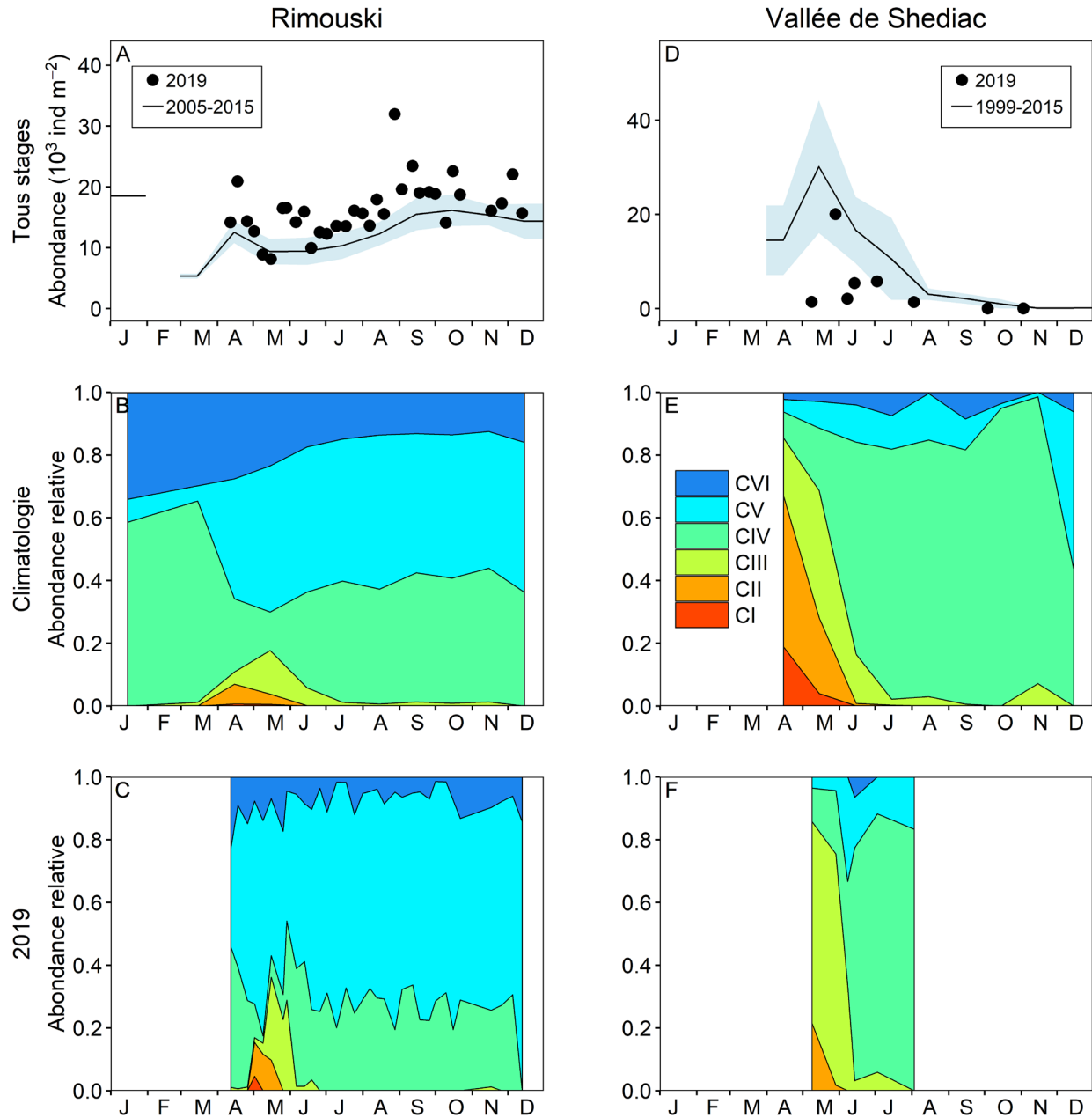


Figure 31. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites *Calanus hyperboreus* aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D à F). Les climatologies des dénombrements combinés pour les périodes de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant ± 0.5 écart-type) sont présentés avec les données de 2019 (cercles) [A, D]. Les variabilités saisonnières des différents stades copépodites pour les périodes de référence (B, E) et 2019 (C, F) sont également indiquées.

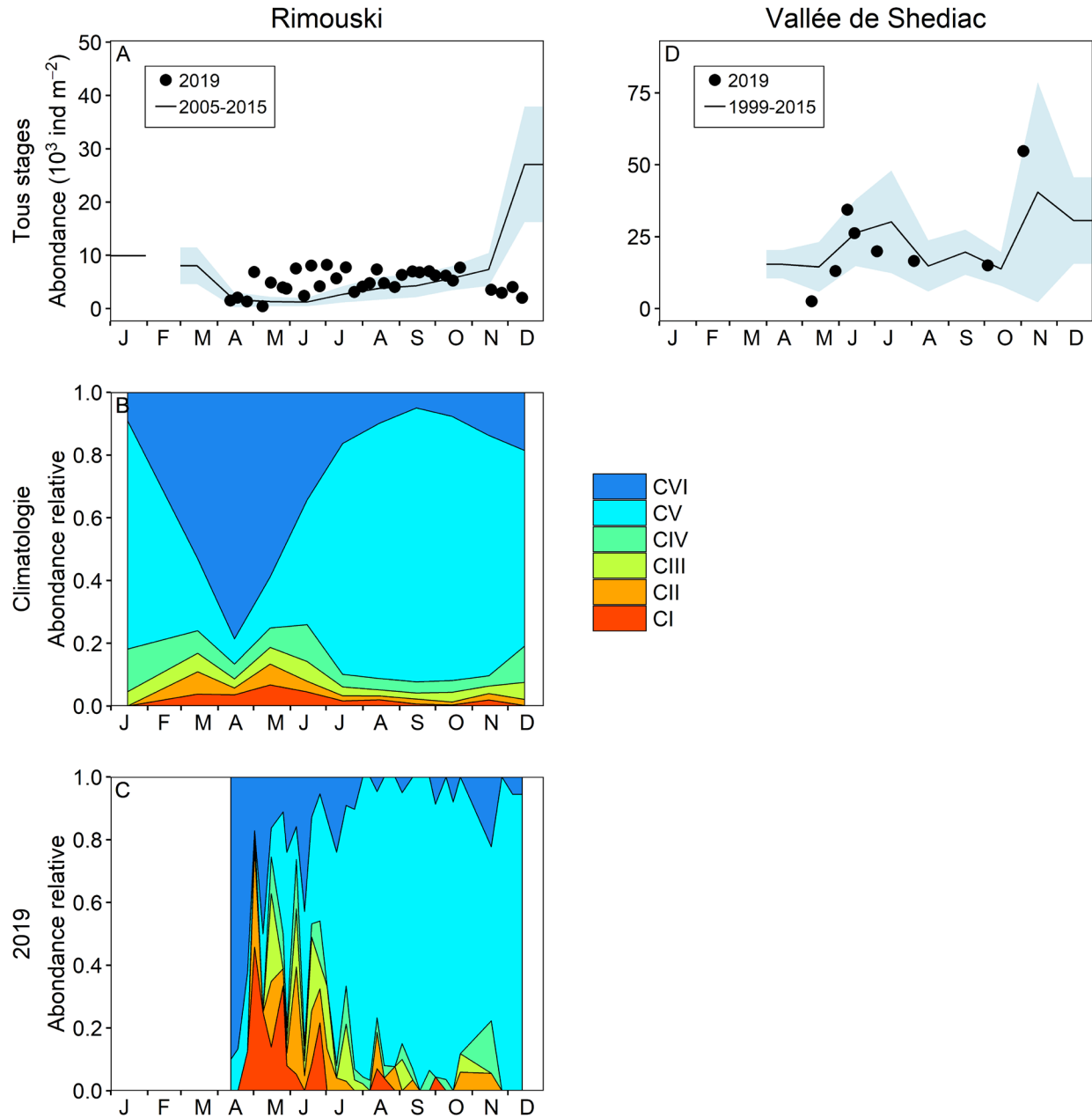


Figure 32. Variabilité saisonnière de l'abondance de copépodites des *Pseudocalanus* spp. aux stations de Rimouski (A à C) et de la vallée de Shediac (D). Les climatologies des dénombrements combinés pour les périodes de référence (ligne noire avec ombrage bleu représentant ± 0.5 écart-type) sont présentés avec les données de 2019 (cercles) [A, D]. La variabilité saisonnière des différents stades copépodites pour la période de référence (B) et 2019 (C) est également indiquée. Aucun renseignement sur les stades n'est disponible pour la vallée de Shediac.

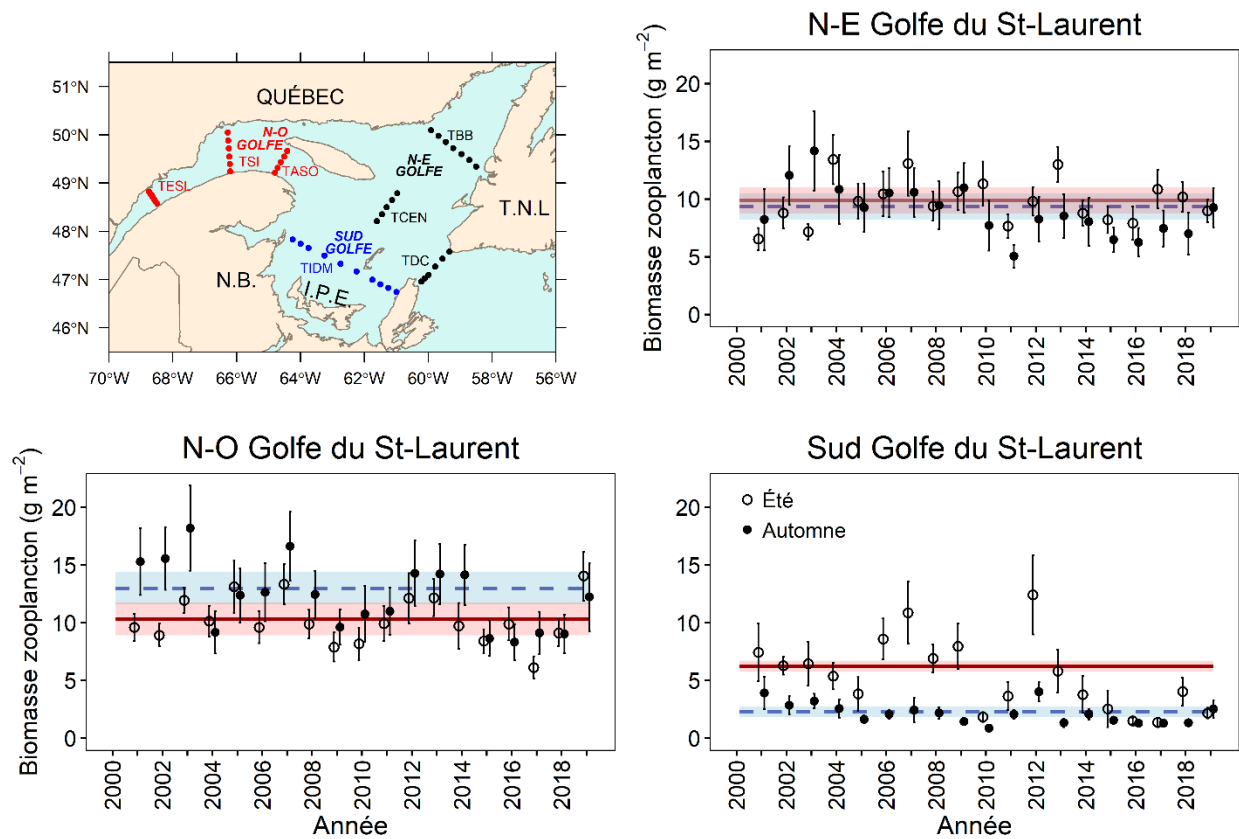


Figure 33. Série temporelle de la biomasse annuelle (poids sec) moyenne du zooplancton à l'été (cercles ouverts) et à l'automne (cercles pleins) pour les trois sous-régions du golfe du Saint-Laurent. Les lignes verticales représentent les erreurs-types. La ligne pleine rouge et la ligne pointillée bleue indiquent la moyenne (l'ombrage indique ± 0.5 écart-type) à l'été et à l'automne, respectivement, pour la période de référence (1999–2015).

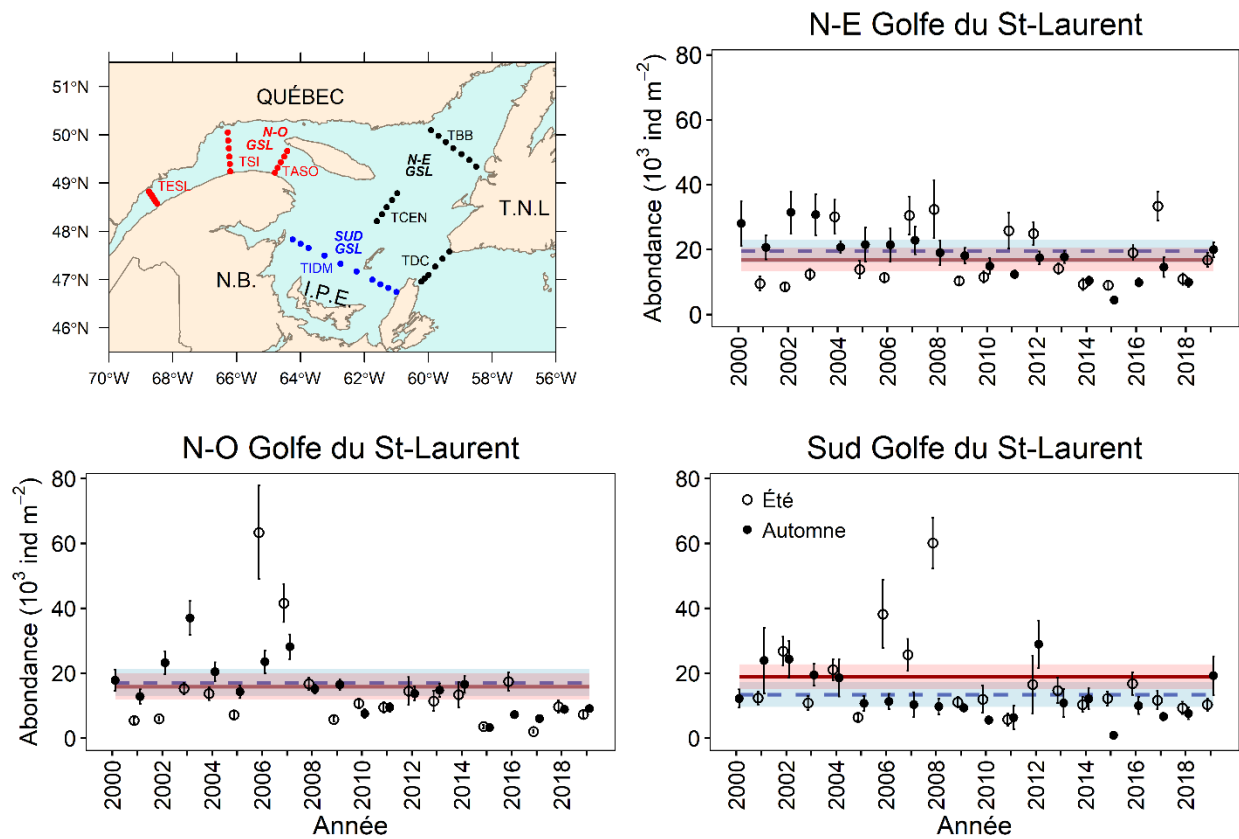


Figure 34. Série temporelle de l'abondance annuelle moyenne de *Calanus finmarchicus* à l'été (cercles ouverts) et à l'automne (cercles pleins) pour les trois sous-régions du golfe du Saint-Laurent. Les lignes verticales représentent les erreurs-types. La ligne pleine rouge et la ligne pointillée bleue indiquent la moyenne (l'ombrage indique ± 0.5 écart-type) à l'été et à l'automne, respectivement, pour la période de référence (1999–2015).

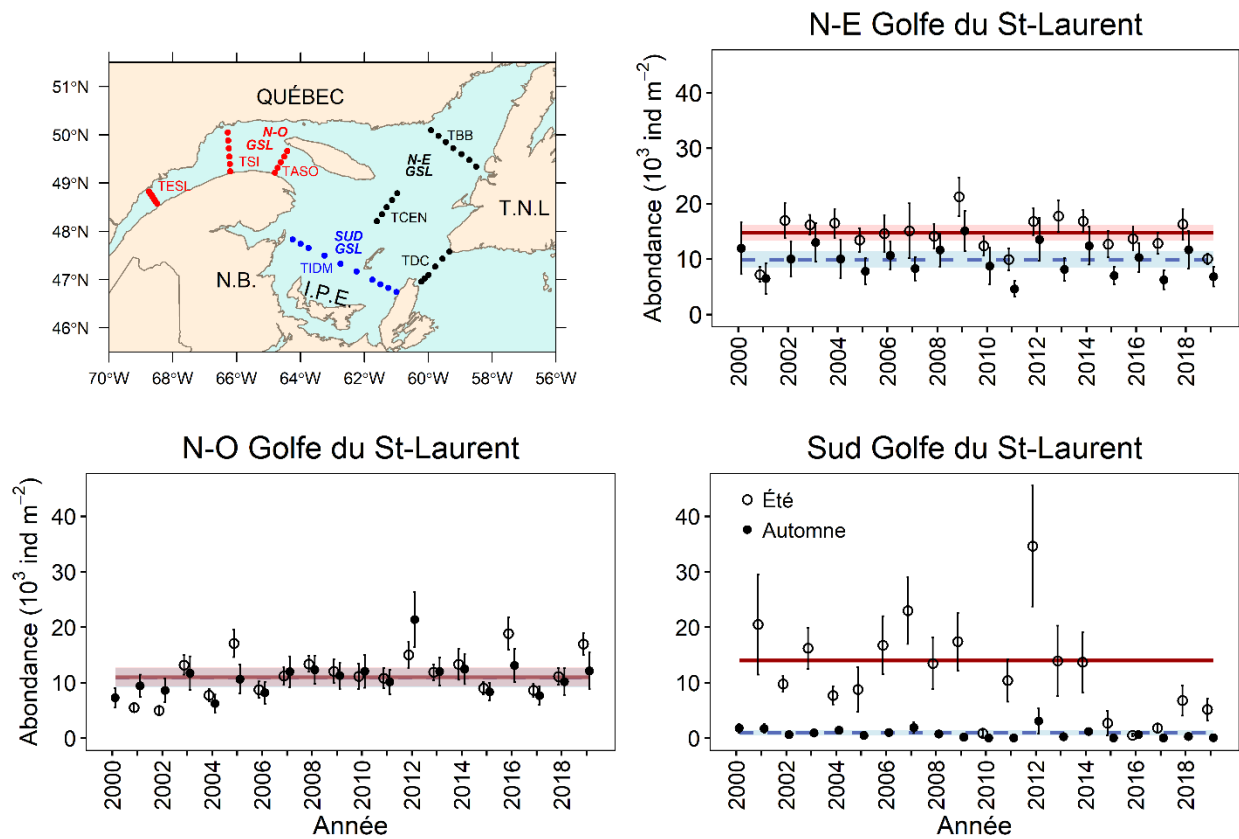


Figure 35. Série temporelle de l'abondance annuelle moyenne de *Calanus hyperboreus* à l'été (cercles ouverts) et à l'automne (cercles pleins) pour les trois sous-régions du golfe du Saint-Laurent. Les lignes verticales représentent les erreurs-types. La ligne pleine rouge et la ligne pointillée bleue indiquent la moyenne (l'ombrage indique ± 0.5 écart-type) à l'été et à l'automne, respectivement, pour la période de référence (1999–2015).

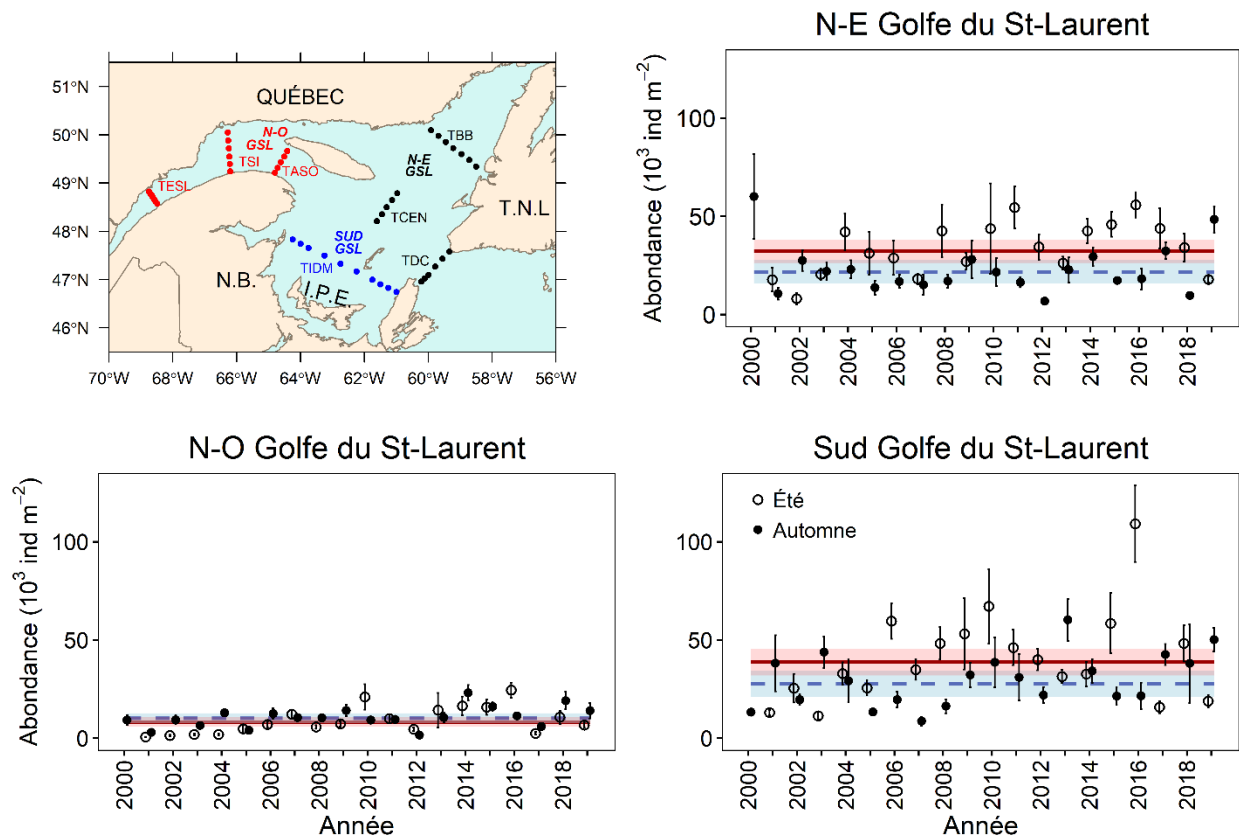


Figure 36. Série temporelle de l'abondance annuelle moyenne de *Pseudocalanus* spp. à l'été (cercles ouverts) et à l'automne (cercles pleins) pour les trois sous-régions du golfe du Saint-Laurent. Les lignes verticales représentent les erreurs-types. La ligne pleine rouge et la ligne pointillée bleue indiquent la moyenne (l'ombrage indique ± 0.5 écart-type) à l'été et à l'automne, respectivement, pour la période de référence (1999–2015).

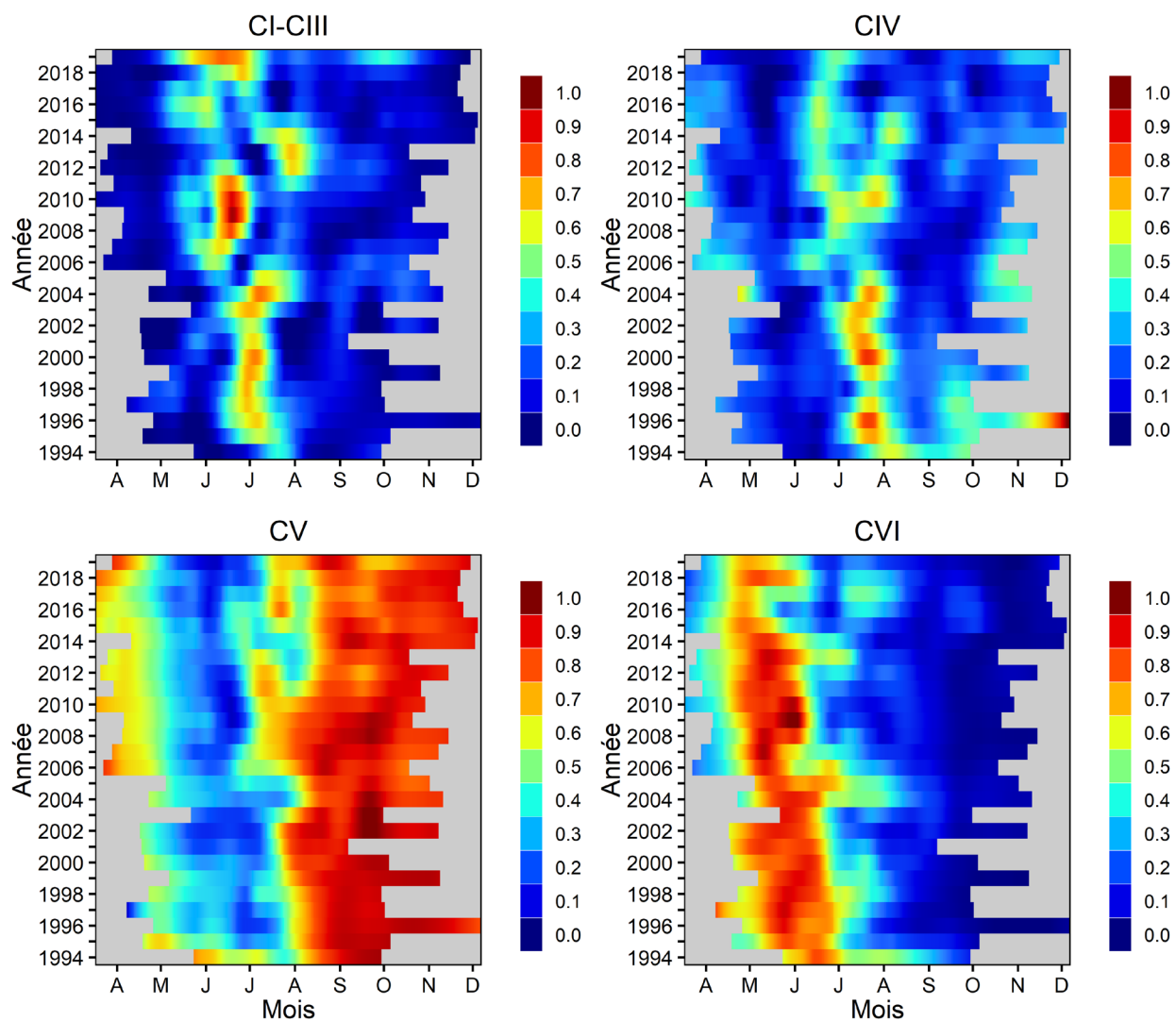


Figure 37. Série temporelle du cycle saisonnier en proportions relatives de l'abondance totale pour les stades CI à CIII, CIV, CV et CVI (mâles et femelles) des copépodites *Calanus finmarchicus* à la station de Rimouski. Les proportions sont normalisées selon le maximum annuel et lissées à l'aide d'un algorithme Loess.

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Moy.	É.T.
Biomasse																							
Rimouski							0.13	0.23	1.54	1.11	-1.67	-1.57	0.24	-0.52	0.04	0.8	-0.33	-1.13	-1.28	-1.12	0.8	12.8	2.9
oGSL			0.57	0.24	1.49	-0.67		-0.15	1.65	-0.38	-1.51	-1.01	-0.51	0.99	0.93	-0.02	-1.63	-1.19	-1.97	-1.21	0.9	11.4	1.9
eGSL			-0.29	1.48	0.56	1.56	-0.27	0.26	1.17	-0.33	0.44	-0.19	-2.04	-0.56	0.41	-0.91	-1.29	-1.5	-0.48	-0.83	-0.6	10	1.8
Vallée de Shediac	-0.72	0.62	0.78	-0.53	2.32	0.21	-1.09	0.76	0.05	-0.88	0.33	-1.54	-1.51	0.71	-0.3	0.26	-0.9	-1.59	-2.14	0.55	-1.45	4.1	2
sGSL			0.75	0.14	0.33	-0.14	-0.74	0.6	1.31	0.19	0.27	-1.79	-0.71	2.14	-0.33	-0.77	-1.25	-1.49	-1.64	-0.84	-0.98	4.2	1.9

Figure 38. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées de la biomasse du zooplancton (poids sec; $g\ m^{-2}$) aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les trois sous-régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écart-types par région pour la période de référence (1999–2015, ou 2005–2015 pour la station de Rimouski) sont présentés à la droite du tableau. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

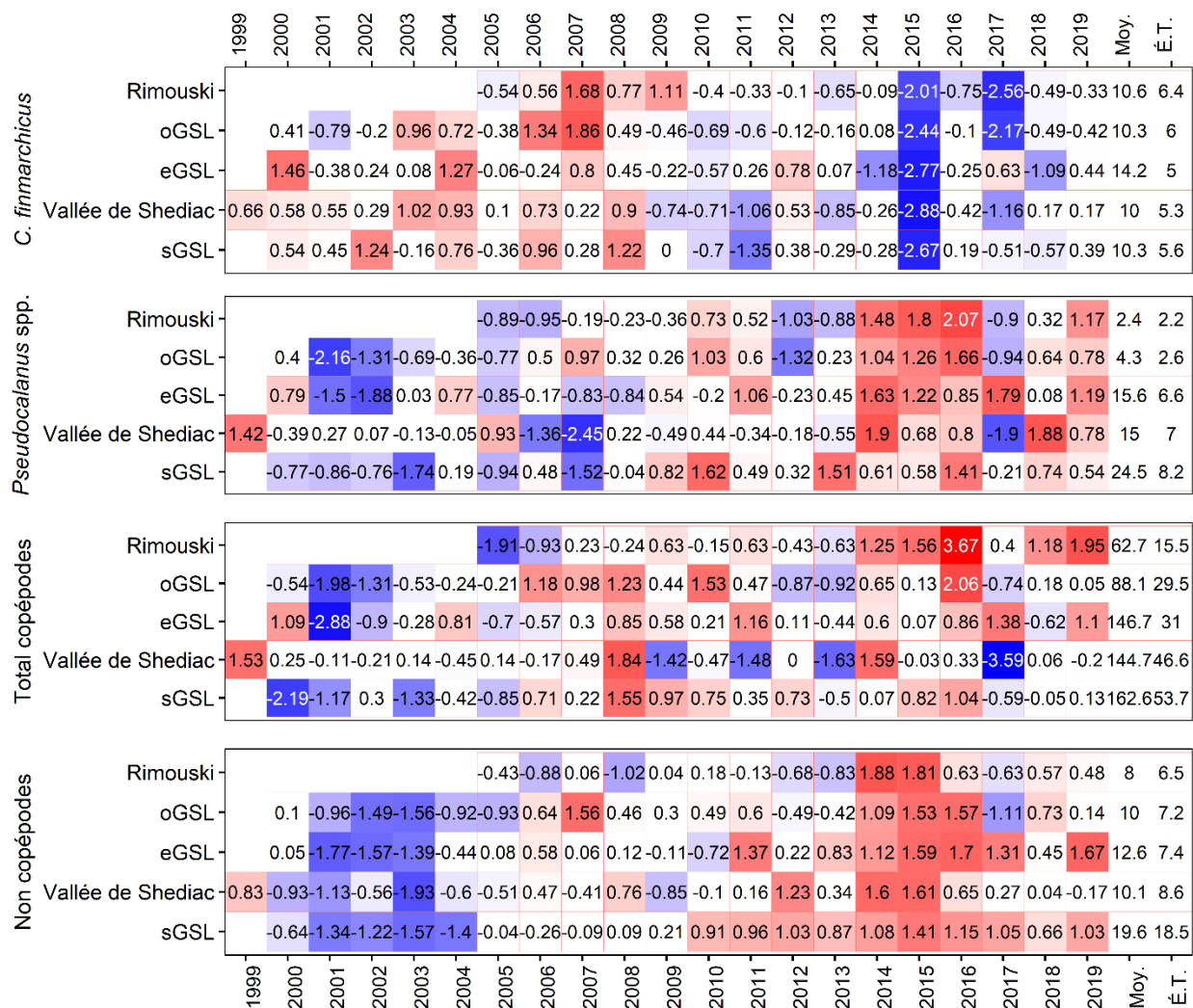


Figure 39. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées d'abondance ($\times 10^3 \text{ ind m}^{-2}$) de quatre indices de zooplancton aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les trois sous-régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écart-types par région pour la période de référence (1999–2015, ou 2005–2015 pour la station de Rimouski) sont présentés à la droite du tableau. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales.

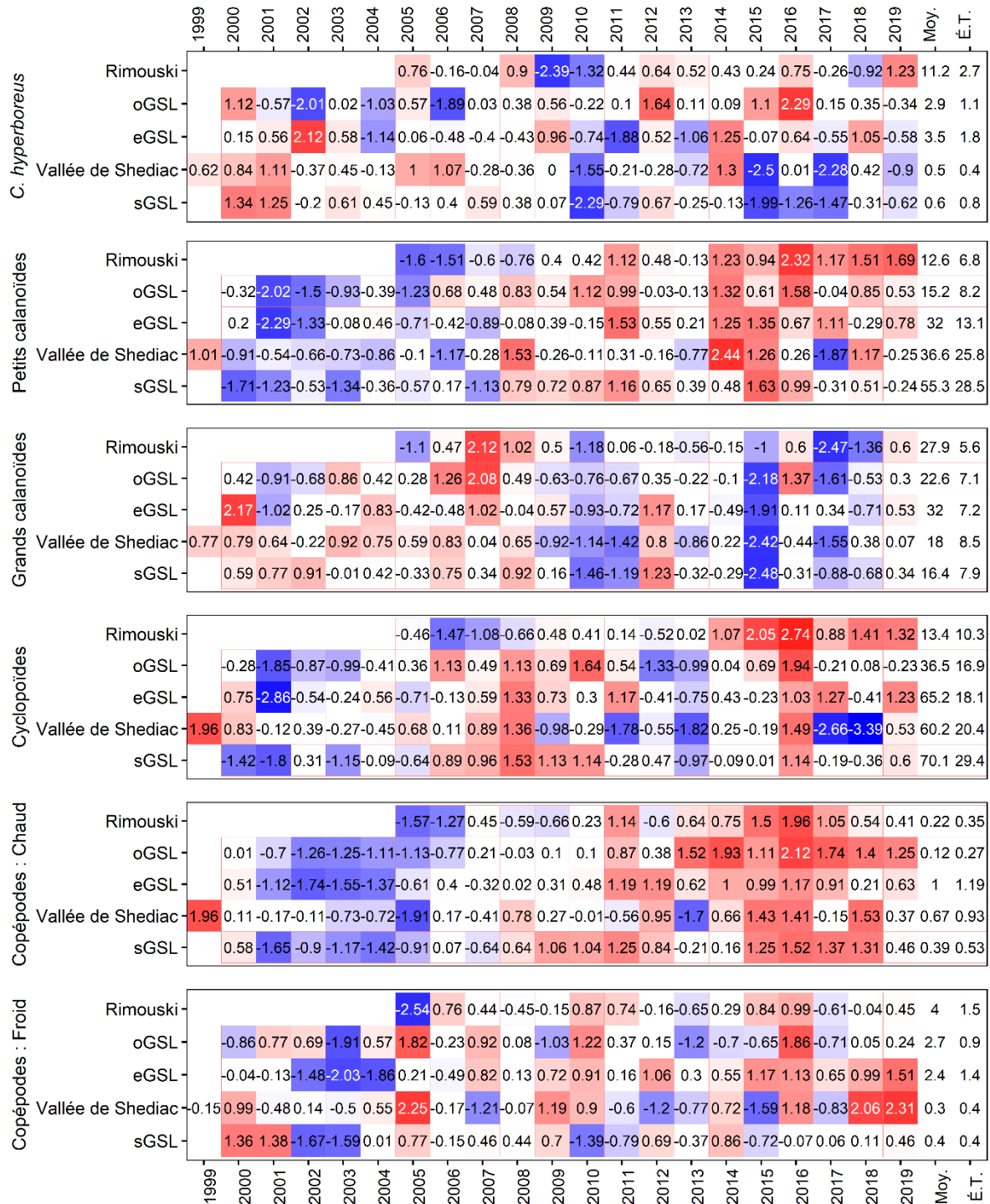


Figure 40. Série temporelle des anomalies annuelles normalisées d'abondance ($\times 10^3 \text{ ind m}^{-2}$) de six indices de zooplancton aux sites de monitoring à haute fréquence et dans les trois sous-régions du golfe du Saint-Laurent. Les moyennes et écart-types par région pour la période de référence (1999–2015, ou 2005–2015 pour la station de Rimouski) sont présentés à la droite du tableau. Le bleu indique les anomalies inférieures à la moyenne, le rouge, celles supérieures à la moyenne, et le blanc représente les conditions normales. Une liste détaillée des espèces incluses dans chaque grand indice de copépodes est présentée à l'annexe 1.

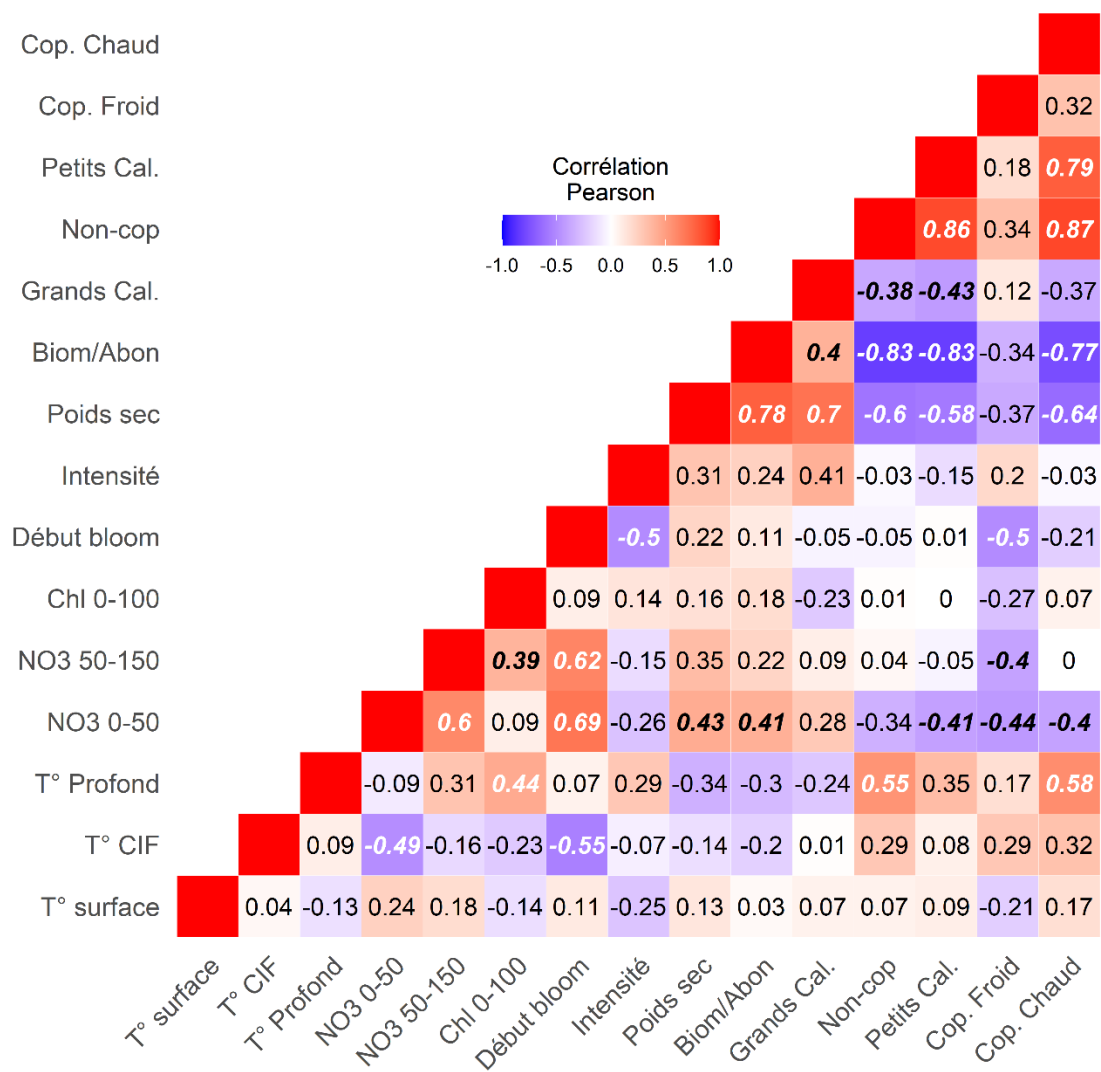


Figure 41. Matrice de corrélation pour la somme des anomalies de certains indices du GSL. La couleur rouge indique les corrélations positives alors que la couleur bleue indique les corrélations négatives. Les corrélations significatives ($p < 0.1$) sont indiquées en caractère gras noir, ou en caractère gras blanc ($p < 0.05$). Biom/Abon est utilisé comme un indice de la taille moyenne du zooplancton.

ANNEXES

Annexe 1. Liste des taxons associés à chaque grand indice de copépode.

Grand indice de copépode	Taxons
Petits calanoïdes	<i>Acartia</i> spp.
	<i>Aetideidae</i>
	<i>Centropages</i> spp.
	<i>Clausocalanus</i> spp.
	<i>Eurytemora</i> spp.
	<i>Microcalanus</i> spp.
	<i>Nannocalanus</i> spp.
	<i>Paracalanus parvus</i>
	<i>Pseudocalanus</i> spp.
	<i>Scolecithricella</i> spp.
	<i>Spinocalanus</i> spp.
	<i>Temora</i> spp.
	<i>Tortanus</i> spp.
Larges calanoïdes	<i>Anamolocera</i> spp.
	<i>Calanus finmarchicus</i>
	<i>Calanus glacialis</i>
	<i>Calanus hyperboreus</i>
	<i>Euchaeta</i> spp.
	<i>Metridia</i> spp
	<i>Paraeuchaeta norvegica</i>
	<i>Paraeuchaeta norvegica</i>
	<i>Pleuromamma robusta</i>
Copépodes d'eau chaude	<i>Centropages</i> spp.
	<i>Clausocalanus</i> spp.
	<i>Metridia lucens</i>
	<i>Nannocalanus minor</i>
	<i>Paracalanus</i> spp.
	<i>Pleuromamma borealis</i>
	<i>Pleuromamma robusta</i>
Cyclopoïdes	<i>Oithona</i> spp.
	<i>Oncaea</i> spp.
	<i>Triconia borealis</i>
	<i>Triconia conifera</i>
	<i>Triconia similis</i>
Copépodes d'eau froide	<i>Metridia longa</i>
	<i>Calanus glacialis</i>

Annexe 2. Résultats des GLM pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Présentation des effets liés à l'année et au mois ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les nutriments et la chlorophylle.

Station	Indice	Année (p)	Mois (p)	R ²
Rimouski	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,0001	0,41
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,33
	Phosphate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,32
	Silicate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,46
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	0,25
	Phosphate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	0,31
	Silicate (50–150m)	<0,0001	<0,001	0,27
	Nitrate (300m)	<0,0001	0,005	0,48
	Phosphate (300m)	<0,0001	0,02	0,36
	Silicate (300m)	<0,0001	<0,0001	0,61
	Nitrate (150–320m)	<0,0001	0,3	0,39
Vallée de Shediac	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,0001	0,38
	Nitrate (0–50m)	<0,001	<0,0001	0,34
	Phosphate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	0,35
	Silicate (0–50m)	0,001	<0,0001	0,29
	Nitrate (50–150m)	0,3	<0,0001	0,15
	Phosphate (50–150m)	<0,01	<0,0001	0,32
	Silicate (50–150m)	0,4	<0,0001	0,20

Annexe 3. Résultats des GLM pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Présentation des effets liés à l'année et au mois ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les groupes de phytoplancton.

Région	Groupe	Année (p)	Mois (p)	R ²
Rimouski	Diatomées	<0,0001	<0,0001	0,37
	Dinoflagellés	<0,0001	<0,0001	0,53
	Flagellés	<0,0001	<0,0001	0,38
	Ciliés	<0,0001	<0,0001	0,35
	Total	<0,0001	<0,0001	0,24
	Diatomées/Dinoflagellés	<0,0001	<0,0001	0,32
	Diatomées/Flagellés	<0,0001	<0,0001	0,24
Vallée de Shediac	Diatomées	<0,0001	<0,001	0,36
	Dinoflagellés	<0,0001	0,03	0,37
	Flagellés	<0,0001	<0,0001	0,54
	Ciliés	0,07	0,4	0,08
	Total	<0,0001	<0,0001	0,39
	Diatomées/Dinoflagellés	<0,0001	<0,001	0,38
	Diatomées/Flagellés	<0,0001	<0,0001	0,43

Annexe 4. Résultats des GLM pour les sous-régions du GSL. Présentation des effets liés à l'année, à la saison et à la station ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les nutriments et la chlorophylle.

Région	Indice	Année (p)	Saison (p)	Station(p)	R ²
oGSL	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,36
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,69
	Phosphate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,66
	Silicate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,68
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	0,09	<0,0001	0,49
	Phosphate (50–150m)	<0,0001	0,5	<0,0001	0,46
	Silicate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,51
	Nitrate (300m)	<0,0001	<0,001	0,3	0,11
	Phosphate (300m)	<0,0001	<0,001	<0,0001	0,65
	Silicate (300m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,68
sGSL	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,001	0,001	0,27
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,68
	Phosphate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,69
	Silicate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,61
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	0,06	<0,0001	0,61
	Phosphate (50–150m)	<0,0001	0,3	<0,0001	0,63
	Silicate (50–150m)	<0,0001	0,06	<0,0001	0,61
eGSL	Chlorophylle <i>a</i> (0–100m)	<0,0001	<0,0001	0,003	0,17
	Nitrate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,75
	Phosphate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,78
	Silicate (0–50m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,78
	Nitrate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,61
	Phosphate (50–150m)	<0,0001	0,003	<0,0001	0,55
	Silicate (50–150m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,51
	Nitrate (300m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,21
	Phosphate (300m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,6
	Silicate (300m)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,53

Annexe 5. Résultats des GLM pour les stations de Rimouski et de la vallée de Shediac. Présentation des effets liés à l'année et au mois ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les indices de zooplancton.

Station	Indice	Année (p)	Mois (p)	R ²
Rimouski	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	<0,0001	0,51
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,0001	0,56
	Total copépodes	<0,0001	<0,0001	0,57
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	0,42
	<i>Calanus hyperboreus</i>	<0,0001	<0,0001	0,42
	Petits calanoïdes	<0,0001	<0,0001	0,66
	Grands calanoïdes	<0,0001	<0,0001	0,32
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	0,59
	Copépodes: Chaud	<0,0001	0,8	0,49
	Copépodes: Froid	<0,0001	<0,0001	0,44
	Poids sec	<0,0001	<0,0001	0,6
Vallée de Shediac	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	<0,0001	0,33
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	0,1	0,2	0,06
	Total copépodes	0,2	<0,0001	0,18
	Non-copépodes	0,001	0,0001	0,21
	<i>Calanus hyperboreus</i>	<0,0001	<0,0001	0,66
	Petits calanoïdes	0,01	<0,0001	0,19
	Grands calanoïdes	<0,0001	<0,0001	0,35
	Cyclopoïdes	0,07	<0,0001	0,22
	Copépodes: Chaud	0,1	0,06	0,07
	Copépodes: Froid	0,08	<0,0001	0,3
	Poids sec	0,3	<0,0001	0,17

Annexe 6. Résultats des GLM pour les sous-régions du GSL. Présentation des effets liés à l'année, à la saison et à la station ainsi que du R carré ajusté de la régression pour les indices de zooplancton.

Région	Indice	Année (p)	Saison (p)	Station(p)	R ²
oGSL	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	0,001	<0,0001	0,66
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,54
	Total copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,76
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,58
	<i>Calanus hyperboreus</i>	0,01	<0,0001	<0,0001	0,59
	Petits calanoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,67
	Grands calanoïdes	<0,0001	0,006	<0,0001	0,77
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,72
	Copépodes: Chaud	<0,0001	0,007	<0,0001	0,53
	Copépodes: Froid	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,66
	Poids sec	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,65
sGSL	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	<0,001	<0,0001	0,30
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,001	0,6	0,12
	Total copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,001	0,32
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,54
	<i>Calanus hyperboreus</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,49
	Petits calanoïdes	<0,0001	<0,0001	0,002	0,28
	Grands calanoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,47
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,38
	Copépodes: Chaud	<0,0001	<0,0001	0,2	0,53
	Copépodes: Froid	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,40
	Poids sec	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,35
eGSL	<i>Calanus finmarchicus</i>	<0,0001	0,8	<0,0001	0,20
	<i>Pseudocalanus</i> spp.	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,26
	Total copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,26
	Non-copépodes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,45
	<i>Calanus hyperboreus</i>	0,06	<0,0001	<0,0001	0,54
	Petits calanoïdes	<0,0001	0,7	<0,0001	0,35
	Grands calanoïdes	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,45
	Cyclopoïdes	<0,0001	<0,0001	0,001	0,32
	Copépodes: Chaud	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,49
	Copépodes: Froid	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,39
	Poids sec	<0,0001	0,03	<0,0001	0,58