



Écologie/Ecology

Dynamique saisonnière du genre *Alexandrium* (dinoflagellé potentiellement toxique) dans la lagune de Bizerte (Nord de la Tunisie) et contrôle par les facteurs abiotiques environnants

Seasonal dynamics of genus Alexandrium (potentially toxic dinoflagellate) in the lagoon of Bizerte (North of Tunisia) and controls by the abiotic factors

Donia Bouchouicha Smida *, Inès Sahraoui, Hassine Hadj Mabrouk, Asma Sakka Hlaili

Laboratoire de cytologie végétale et de phytoplanctonologie, faculté des sciences de Bizerte, université de Carthage, 7021 Zarzouna, Bizerte, Tunisie

INFO ARTICLE

Historique de l'article :

Reçu le 18 janvier 2012

Accepté après révision le 30 avril 2012

Disponible sur internet le 7 juin 2012

Mots clés :

Alexandrium spp.

Efflorescences

Toxiques

Tunisie

Méditerranée

R É S U M É

Quelques dinoflagellés du genre *Alexandrium* sont des producteurs potentiels des toxines paralysantes. La prolifération de ces microalgues, surtout dans des sites à vocation aquacole, peut affecter la production conchylicole et aussi peut être fatale pour la santé humaine. La dynamique spatiotemporelle de l'abondance cellulaire d'*Alexandrium* spp. en relation avec les facteurs abiotiques a été étudiée de novembre 2007 à février 2009 dans une lagune sud méditerranéenne, la lagune de Bizerte. Les six stations prospectées sont caractérisées par des conditions hydrologiques et trophiques différentes : une station Tinja (TJ) où déversent les eaux douces du lac Ichkeul, deux stations (Chaa [Ch] et Canal [Ca]) sont impactées par les effluents urbains et industriels et trois autres stations (Menzel Abdelrahmen [MA], Menzel Jemil [MJ] et Douaouda [Do]) sont localisées à proximité des parcs de conchyliculture. Au cours des échantillonnages, les espèces d'*Alexandrium* ont montré des densités cellulaires variables entre les stations et les mois. Les efflorescences de ces microalgues nuisibles ont été sporadiques mais lors de leurs apparitions, elles ont atteint des concentrations très élevées ($0,67-7 \times 10^5$ cellules L^{-1}). L'abondance maximale, représentant 61 % du phytoplancton potentiellement toxique, a été signalée à la saison automnale (novembre 2007) au niveau de la station MA située près d'un parc conchylicole. Ce pic de densité coïncide avec une salinité de 37,5, une température de 16 °C, une concentration moyenne de 55,45 μM NH_4^+ et une limitation en phosphore et en silicium. L'abondance cellulaire d'*Alexandrium* spp. a été positivement corrélée avec le rapport N:P et les concentrations en NH_4^+ . Ceci suggère que les eaux eutrophes de la lagune de Bizerte sont favorables à la prolifération des espèces d'*Alexandrium* qui sembleraient développer une préférence pour les nutriments azotés provenant des activités anthropiques, l'ammonium. Les efflorescences de ces dinoflagellés à potentiel paralysant peuvent donc constituer une menace pour la lagune de Bizerte et un obstacle pour le développement de l'aquaculture dans ce site, au Sud-Méditerranée. Par conséquent, il faut être vigilant et effectuer un suivi régulier de ces espèces.

© 2012 Académie des sciences. Publié par Elsevier Masson SAS. Tous droits réservés.

* Auteur correspondant.

Adresse e-mail : bouchouichadonia15@yahoo.fr (D. Bouchouicha Smida).

A B S T R A C T

Keywords :
Alexandrium spp.
 Efflorescences
 Toxicity
 Tunisia
 Mediterranean

Some species of the genus *Alexandrium* are known as potential producers of saxitoxin, a neurotoxin that causes the paralytic shellfish poisoning (PSP) syndrome. Blooming of these species, especially in shellfish farms can affect the aquaculture production and harm human health. Seasonal dynamics of *Alexandrium* spp. abundance in relationship to environmental factors was investigated from November 2007 to February 2009 at six stations in the Bizerte lagoon, an important shellfish farming area situated in SW Mediterranean. The sampling stations represented different hydrological and trophic conditions: one station TJ (Tinja) is affected by the river plume; two stations (Chaara [Ch] and Canal [Ca]) are influenced by marine inflow (particularly in summer), industrial and urban effluents; and the three other stations (Menzel Abdelrahmen [MA], Menzel Jemil [MJ] and Douaouda [Do]) are located close to shellfish farms. Cell abundance of *Alexandrium* spp. varied among stations and months. Species of this genus showed a sporadic appearance, but they reached high concentration ($0.67\text{--}7 \times 10^5$ cells L^{-1}). Maximal cell density was detected in autumn (November 2007; station MA), at salinity of 37.5, temperature of 16 °C and NH_4^+ level of 55.45 μM . During this month, *Alexandrium* spp. abundance accounted for a large fraction (61%) of the harmful phytoplankton. The statistical analysis revealed that *Alexandrium* concentrations were positively correlated with N:P ratio and NH_4^+ levels. Thus, the eutrophic waters of the lagoon favour the growth of *Alexandrium*, which seemed to have preference for N-nutrient loading from anthropogenic activities, as ammonium. Blooms of these potential harmful algae may constitute a potential threat in this coastal lagoon of the southern Mediterranean. Consequently, it is necessary to be well vigilant and to do regular monitoring of *Alexandrium* species.

© 2012 Académie des sciences. Published by Elsevier Masson SAS. All rights reserved.

Abridged English version

In this study, we monitored seasonal fluctuations of hydrobiological factors and cell abundance of *Alexandrium* spp. from November 2007 to February 2009 at six stations in the southern Mediterranean sea (a semi-enclosed lagoon: Bizerte Lagoon). *Alexandrium* spp. abundance has ranged from undetectable to 7×10^5 cells L^{-1} . Maximum cell densities were detected in November 2007 at station (MA), when salinity was 37.5 and temperature 16 °C. In November 2007, *Alexandrium* spp. densities have accounted for a large fraction (61%) of the harmful phytoplankton. During this month, there was phosphorus and a siliceous limitation. Indeed, N:P varied between 0.78 (February 2008) and 72.73 μM (November 2007). This report indicates a limitation in nitrogen (N:P < 16) during February 2008 and 2009 and during May, April, August and November 2008. Moreover, a phosphorus limitation (N:P > 16) was observed during November 2007, January, June and September 2008 (Fig. 3a). During all the periods of sampling, the Si:P was always lower than 16, indicating that siliceous was limiting (Fig. 3b). The Si:N was also always lower than 1 which confirms a silicon limitation during sampling (Fig. 3c).

Alexandrium spp. had sporadic appearances during this sampling but maximum abundance was recorded during the autumnal season, a period of high winds. These maximum concentrations can be explained by the presence of factors favourable to the development of the cysts. The abundance of these algae coincided with high concentrations of nitrate and ammonium. The statistical analyses revealed that abundance of *Alexandrium* spp. positive correlated with ammonium, N:P and N (Tableau 3). This could be explained by the adaptation of this genus

to the very high ammonium concentrations (55.45 μM in November 2007) which characterizes the study site.

The lagoon of Bizerte is a significant zone of shellfish production. The presence, even sporadic, of *Alexandrium* with high concentrations could constitute an obstacle to the development of the aquaculture in the area and a danger to consumers. A regular monitoring of these potentially toxic algae in the lagoon and the saxitoxines in shellfishes was thus necessary.

1. Introduction

Au cours de ces deux dernières décennies, l'intensité et la fréquence des efflorescences du phytoplancton nuisible dans les écosystèmes côtiers n'ont pas cessé d'augmenter [1–3]. Les efflorescences des dinoflagellés du genre *Alexandrium* ont été observées dans plusieurs côtes du monde entier. Les espèces d'*Alexandrium* sont particulièrement nocives parce que quelques espèces de ce genre présentent la capacité de produire les saxitoxines, l'agents responsables de l'intoxication paralysante par la consommation des fruits de mer (IPFM) (en anglais on les appelle les PSP pour *paralytic shellfish poisoning*) [1,4,5].

Au cours de ces dernières années, le genre *Alexandrium* a été répertorié en Méditerranée [6–14]. Au Sud de la Méditerranée, les études concernant ce genre sont rares [15–19]. Dans les lagunes du Nord de la Tunisie, depuis près d'une dizaine d'années, des mortalités de poissons ont été enregistrées coïncidant avec des blooms d'espèces d'*Alexandrium* [15,20]. Sur les côtes tunisiennes, ce genre a été identifié et répertorié au niveau de la baie et du lac de Tunis [16,21]. Dans la lagune de Bizerte, la présence des espèces d'*Alexandrium* a été décrite comme sporadique [22]. En outre, les études précédentes se sont contentées de

signaler leur présence dans la lagune de Bizerte, mais aucune étude ne s'est intéressée à la distribution et l'écologie de ces organismes. La lagune de Bizerte supporte une forte activité d'aquaculture et la prolifération des microalgues nuisibles du genre *Alexandrium* peut avoir un impact direct sur la santé de l'homme via la consommation des produits de la mer. Le présent travail s'est intéressé donc à l'étude de la dynamique des espèces d'*Alexandrium* en relation avec les facteurs environnementaux dans une lagune au sud de la Méditerranée, la lagune de Bizerte.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

La lagune de Bizerte (37°8'–37°14'N, 9°48'–9°56'E) est située au nord de la Tunisie (Fig. 1). Elle a une superficie de 150 km² et une profondeur moyenne de 8 m. Ce plan d'eau communique avec la Méditerranée par un canal de 12 m

de profondeur et de 7 km de longueur. L'apport marin est fort en été, avec une circulation anticyclonique dans la lagune [23]. Les vents dominants en automne, de secteur nord-ouest, constituent le facteur principal forçant, puisque les marées sont négligeables [24]. Cette lagune, connue par une importante activité de pêche et d'aquaculture, supporte une forte biomasse (1–7 µg Chl *a* L⁻¹) et une importante production phytoplanctonique (50–360 µg C m⁻³ d⁻¹) [25]. Ceci peut être dû à une disponibilité nutritive assez élevée (NO₂⁻ + NO₃⁻ : 0,8–11 µM ; PO₄³⁻ : 0,14–0,48 µM) [25].

2.2. Échantillonnage

L'échantillonnage a été conduit mensuellement de novembre 2007 à février 2009 (à l'exception de décembre 2007, mars, avril et décembre 2008 et janvier 2009) au niveau de six stations de la lagune de Bizerte (Fig. 1) : Une station Tinja (TJ) qui se situe à l'embouchure du Lac Ichkeul, la principale source d'alimentation d'eau douce ;

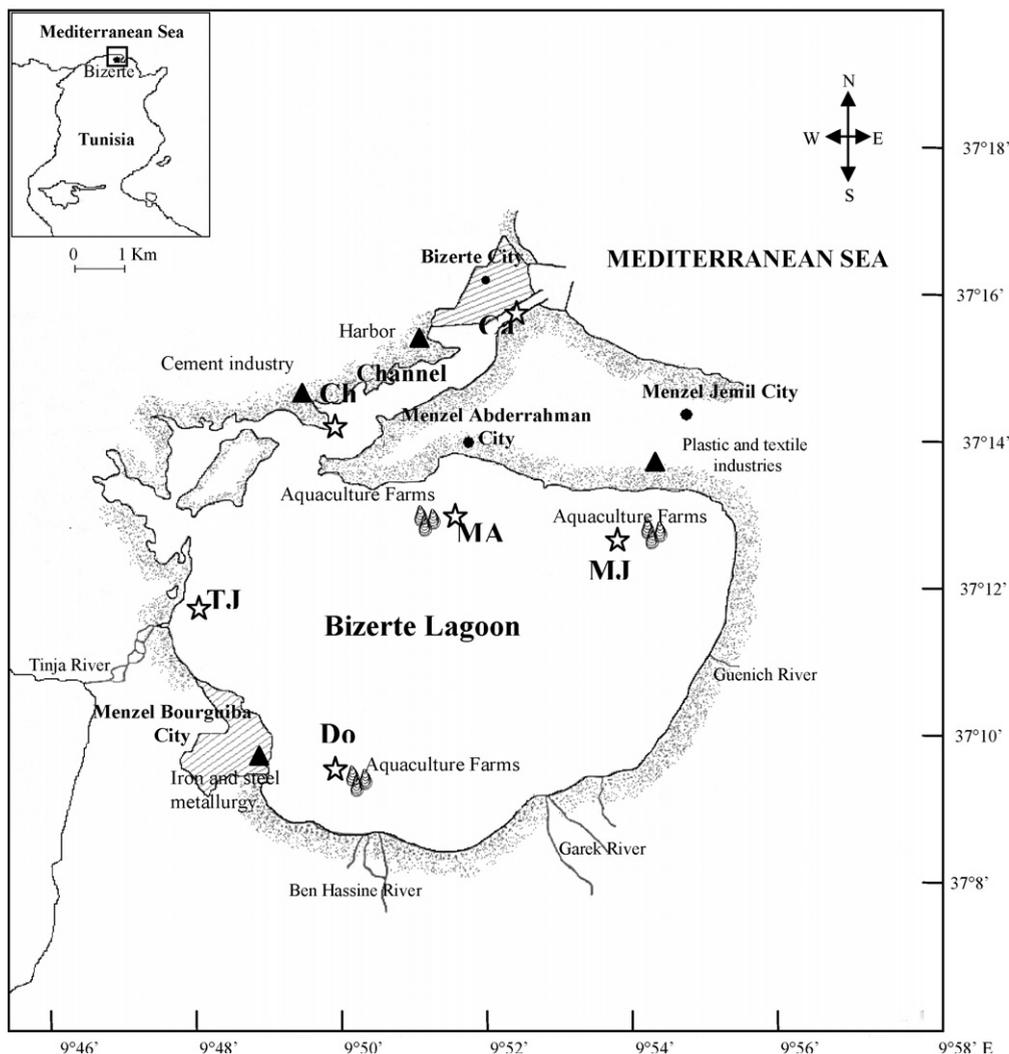


Fig. 1. Localisation des stations d'étude dans la lagune de Bizerte.

Tableau 1
Coordonnées GPS des stations d'étude et leurs profondeurs maximales.

	Localisation		Profondeur maximale (m)
	Latitude (°N)	Longitude (°E)	
Menzel Abderrahman : MA ^a	N 37° 13,178'	E 009°51,178'	12,52
Menzel Jemil : MJ ^a	N 37° 12,266'	E 009°51,237'	11,55
Douaouda : Do ^a	N 37° 09,413'	E 009°51,837'	8,80
Tinja : TJ ^b	N 37° 11,190'	E 009°49,541'	10,12
Chaara : Ch ^c	N 37° 15,912'	E 009°52,353'	9,20
Canal : Ca ^c	N 37° 15,912'	E 009°52,553'	8,50

^a Stations localisées dans des parcs conchylicoles.

^b Station localisée à l'embranchement du lac Ichkeul.

^c Stations influencées par des effluents urbain et industriel.

deux stations Canal (Ca) et Chaara (Ch) impactées par des effluents urbains et industriels et par aussi le flux marin, et trois stations Menzel Abderrahman (MA), Menzel Jemil (MJ) et Douaouda (Do) localisées à proximité des parcs conchylicoles. Les coordonnées géographiques et les profondeurs maximales de chaque station prospectée sont portées au **Tableau 1**. À chaque station, les prélèvements d'eau ont été effectués à la profondeur du maximum de Chl *a* (2–3 m). La température de l'eau et la salinité ont été mesurées *in situ* à l'aide d'un multiparamètre (WTW LF 197). La turbidité de l'eau a été aussi mesurée à l'aide d'un turbidimètre (TURB 350 IR, WTW).

2.3. Analyses au laboratoire

2.3.1. Nutriments

Pour analyser les nutriments, des échantillons d'eau de 500 mL ont été filtrés sur des filtres en polycarbonates (0,2 µm, Millipore) et les filtrats ont été conservés à –20 °C jusqu'à l'analyse par spectrophotométrie. Les nitrites et les nitrates ont été déterminés selon le procédé de Wood et al. [26]. L'ammonium a été mesuré suivant la technique de Koroleff [27]. Les analyses des phosphates et de l'acide orthosilicique ont été basées sur les méthodes de Murphy et Riley [28] et de Mullin et Riley [29], respectivement. Les limites de détection des méthodes analytiques pour les NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻ et Si(OH)₄ sont respectivement de 0,01 ; 0,05 ; 0,05 ; 0,02 et 0,1 µM.

2.3.2. Abondance du phytoplancton

Pour dénombrer et identifier le phytoplancton, des échantillons d'eau (150 mL) ont été fixés avec une solution de Lugol acide (concentration finale de 3 %) et analysés une semaine après chaque échantillonnage. Au cours de chaque mois d'échantillonnage, les abondances cellulaires ont été déterminées, dans trois triplicatas, sous un microscope inversé à immersion [30,31]. Pour chaque échantillon, au moins 200 cellules de chaque groupe taxonomique ont été comptées.

2.4. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SPSS. 11.0 pour Windows. Une analyse de variance (Anova) à un seul facteur a été utilisée pour tester la

signification des variations temporelles des variables abiotiques et biotiques. Les coefficients de corrélation de Spearman (r_s) ont été calculés pour tester la relation linéaire entre l'abondance cellulaire d'*Alexandrium* spp. et les facteurs abiotiques.

3. Résultats

3.1. Variabilité temporelle du milieu naturel

La température de l'eau a varié entre 29 °C (août 2008) et 12 °C (janvier 2008) (**Fig. 2a**). La salinité la plus élevée (39,65) a été enregistrée au mois d'octobre 2008 aux stations MA et MJ, alors que la valeur minimale (30,90) a été observée en janvier 2008, à la station Ch (**Fig. 2b**). La turbidité de l'eau a fluctué entre une moyenne de 0,07 NTU (août 2008, stations Ca et TJ) et 9,63 NTU (juin 2008, station MA) (**Fig. 2c**). Les concentrations en Si(OH)₄ ont oscillé entre une valeur minimale de 0,20 µM (février 2009, station TJ) et une valeur maximale de 8,43 µM (novembre 2007, station MJ) (**Fig. 2d**). La teneur maximale en PO₄³⁻ (11,50 µM) a été enregistrée au mois de février 2009 à la station Ch (**Fig. 2e**). La concentration minimale en ion NO₂⁻ (0,01 µM) a été enregistrée au mois de novembre 2007, à la station Ch alors que la concentration maximale (0,84 µM) a été trouvée au cours du mois d'avril 2008, à la station Ca (**Fig. 2f**). Les concentrations en ion NO₃⁻ ont varié entre 0,004 et 4,01 µM (**Fig. 2g**). En novembre, les concentrations en azote ammoniacal ont accusé 99,58 µM à la station TJ. Pendant le reste de la période d'étude, les concentrations de cet élément nutritif ont varié entre 3,41 et 26,35 µM (**Fig. 2h**).

3.2. Rapport de Redfield

Le rapport N:P a varié entre 0,78 (février 2008) et 72,73 (novembre 2007). Ce rapport indique qu'il y a eu une limitation en azote (N:P < 16) au cours des mois de février (2008 et 2009) et avril, mai, août et novembre 2008. En outre, une limitation en phosphore (N:P > 16) a été probable au cours des mois de novembre 2007, janvier, juin et septembre 2008 (**Fig. 3a**).

Au cours de toute la période d'échantillonnage, le rapport Si:P a été toujours inférieur à 16:1, suggérant que

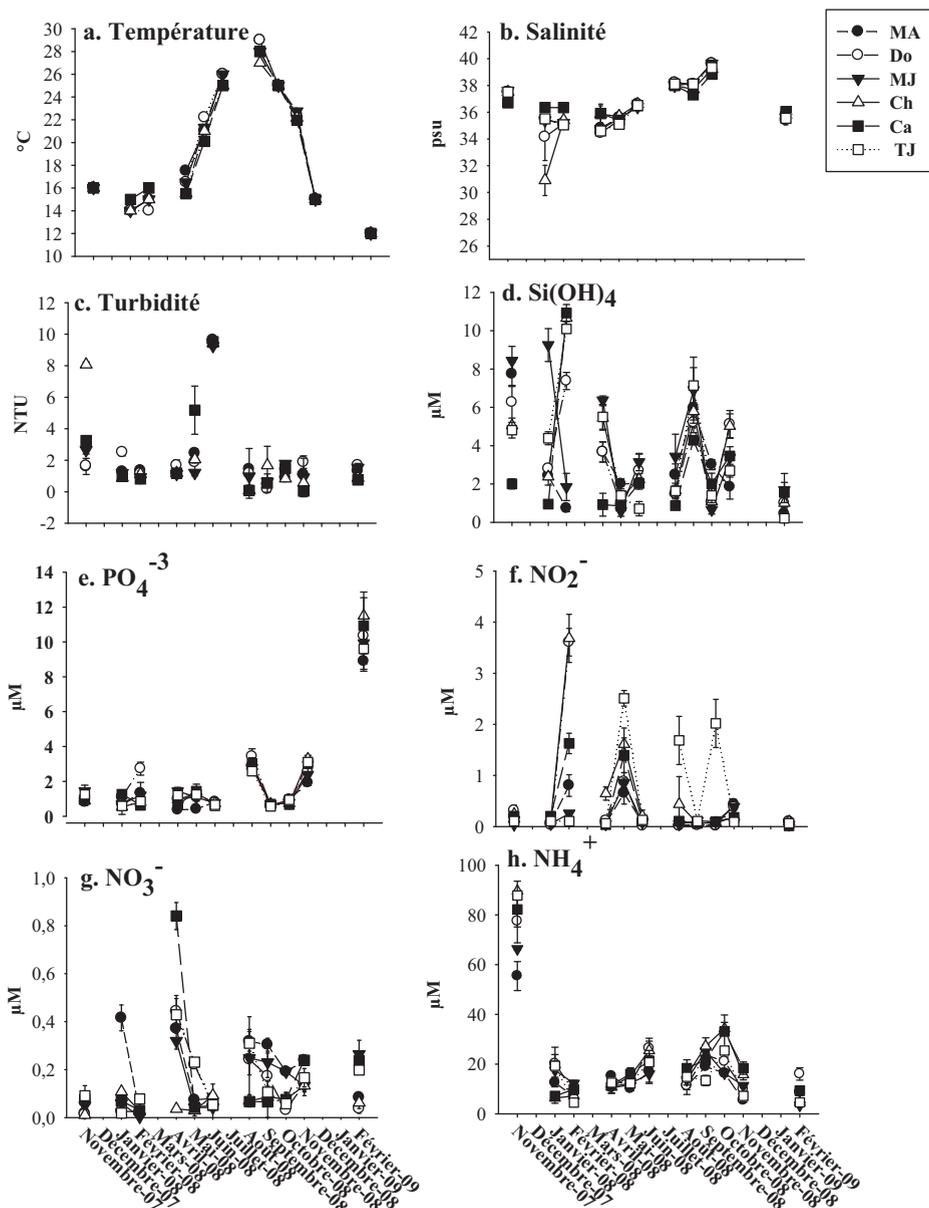


Fig. 2. Variation des facteurs abiotiques dans les différentes stations prospectées pendant la période d'étude (moyenne \pm écarts-types).

le silicium était limitant (Fig. 3b). Le rapport Si:N était aussi toujours inférieur à 1:1, ce qui indique une limitation probable en silicium au cours de l'échantillonnage (Fig. 3c).

3.3. Variation spatiotemporelle du phytoplancton

Le phytoplancton a montré des variations temporelles significatives ($p < 0,01$). Les abondances cellulaires maximales du phytoplancton total ($65,39 \times 10^5$ cellules L^{-1}) et du phytoplancton potentiellement toxique ($29,32 \times 10^5$ cellules L^{-1}) ont été enregistrées au cours de la saison estivale (août 2008) au niveau de la station Ca (Fig. 4). Par contre, la densité cellulaire minimale du phytoplancton

total ($1,15 \times 10^5$ cellules L^{-1}) a été enregistrée en hiver (janvier 2008) à la même station alors que celle du phytoplancton potentiellement toxique ($0,08 \times 10^5$ cellules L^{-1}) a été atteinte en automne à la station Do (Fig. 4). Concernant les concentrations maximales du phytoplancton potentiellement toxique, à part le pic enregistré en août à la station Ca, les autres stations ont montré des concentrations maximales au mois de novembre 2007 ($3,27$ – $11,00 \times 10^5$ cellules L^{-1}). Le Tableau 2 présente les taxa, du phytoplancton potentiellement toxique, recensés au cours de cette étude.

Le phytoplancton a été caractérisé par une dominance marquée des nanoflagellés pendant la plupart des mois. Les

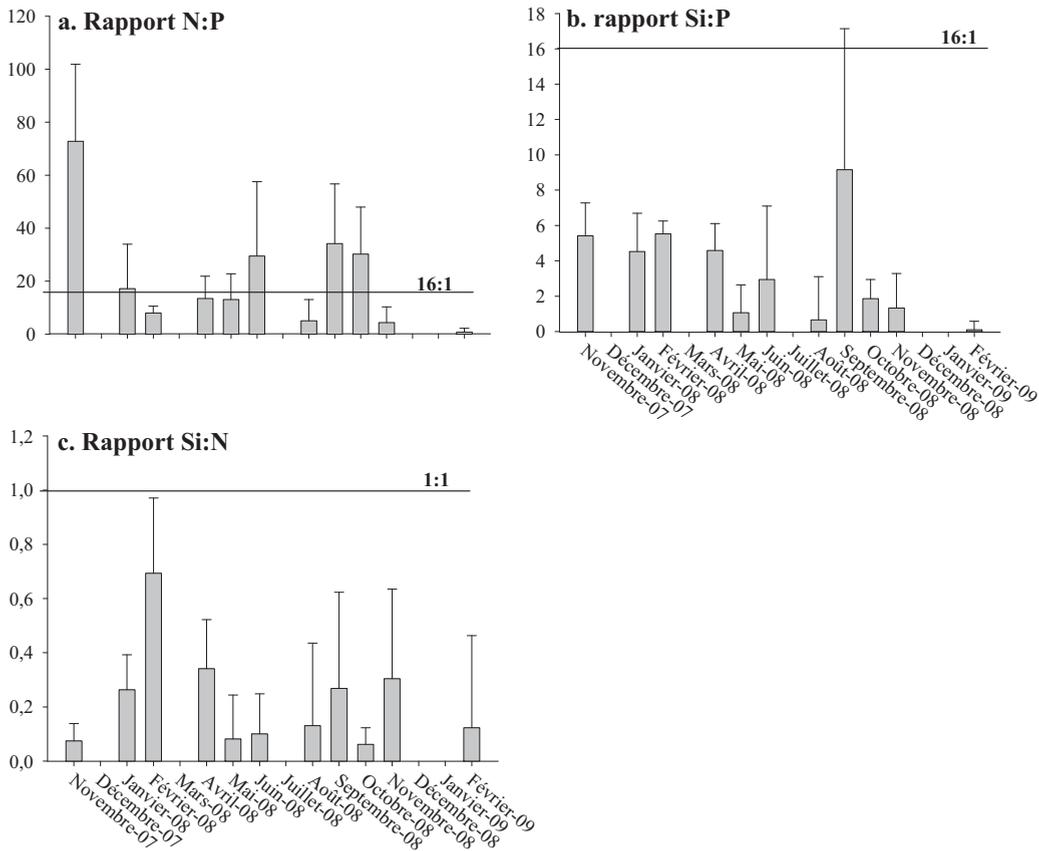


Fig. 3. Variation des rapports de Redfield (N:P, Si:P, Si:N) dans les différentes stations prospectées pendant la période d'étude (moyenne des stations, n = 12).

dinoflagellés ont aussi contribué à la communauté phyto-planctonique avec des abondances variant de $0,21 \times 10^5$ cellules L^{-1} (en novembre 2008, à la station Ca) à $10,99 \times 10^5$ cellules L^{-1} (en novembre 2007, à la station MA). Quant aux diatomées, elles n'étaient présentes en abondance ($7,71-25,17 \times 10^5$ cellules L^{-1}) qu'en novembre et février 2008 (station Do), en avril 2008 (stations MJ et TJ) et en mai 2008 (stations MA, Cha et Ca) (Fig. 4).

3.4. Variation spatiotemporelle de l'abondance cellulaire du genre *Alexandrium*

Le genre *Alexandrium* n'a été observé que d'une façon sporadique pendant quelques mois (novembre 2007, janvier 2008, février 2008, mai 2008 et septembre 2008) avec des abondances variant de $0,04$ à 7×10^5 cellules L^{-1} (Fig. 5). Sa présence la plus marquée a été en novembre

Tableau 2

Liste des taxa susceptibles d'être nuisibles observés au cours des saisons au niveau des six stations d'étude avec des informations sur leur nuisance.

Saison	Stations	Taxa	Impact
Automne	MA	<i>Alexandrium</i> spp.	Quelques espèces produisent des IPFM ^a
	Do	<i>Cochlodinium polykrikoides</i>	Provoque la mortalité de faune marine
	MJ	<i>Gonyaulax</i> spp.	Certaine espèce de <i>Gonyaulax</i> (<i>Gonyaulax spinifera</i>) produit des yessotoxines (IDFM ^c)
	Do	<i>Karenia mikimotoi</i>	I ^b , EC ^d
	MA	<i>Neoceratium lineatum</i>	EC ^d
	MJ	<i>Prorocentrum</i> spp.	IDFM ^c
Hiver	MJ	<i>Dinophysis</i> spp.	IDFM ^c
Été	MA	<i>Akashiwo sanguinea</i>	EC ^d , provoque la mortalité de faune marine
	Ca	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.	IAFM ^e

^a IPFM : intoxication paralytique par la consommation des fruits de mer.

^b I : production des ichtyotoxines.

^c IDFM : intoxication diarrhéique par la consommation des fruits de mer.

^d EC : eaux colorées.

^e IAFM : intoxication amnésique par la consommation des fruits de mer.

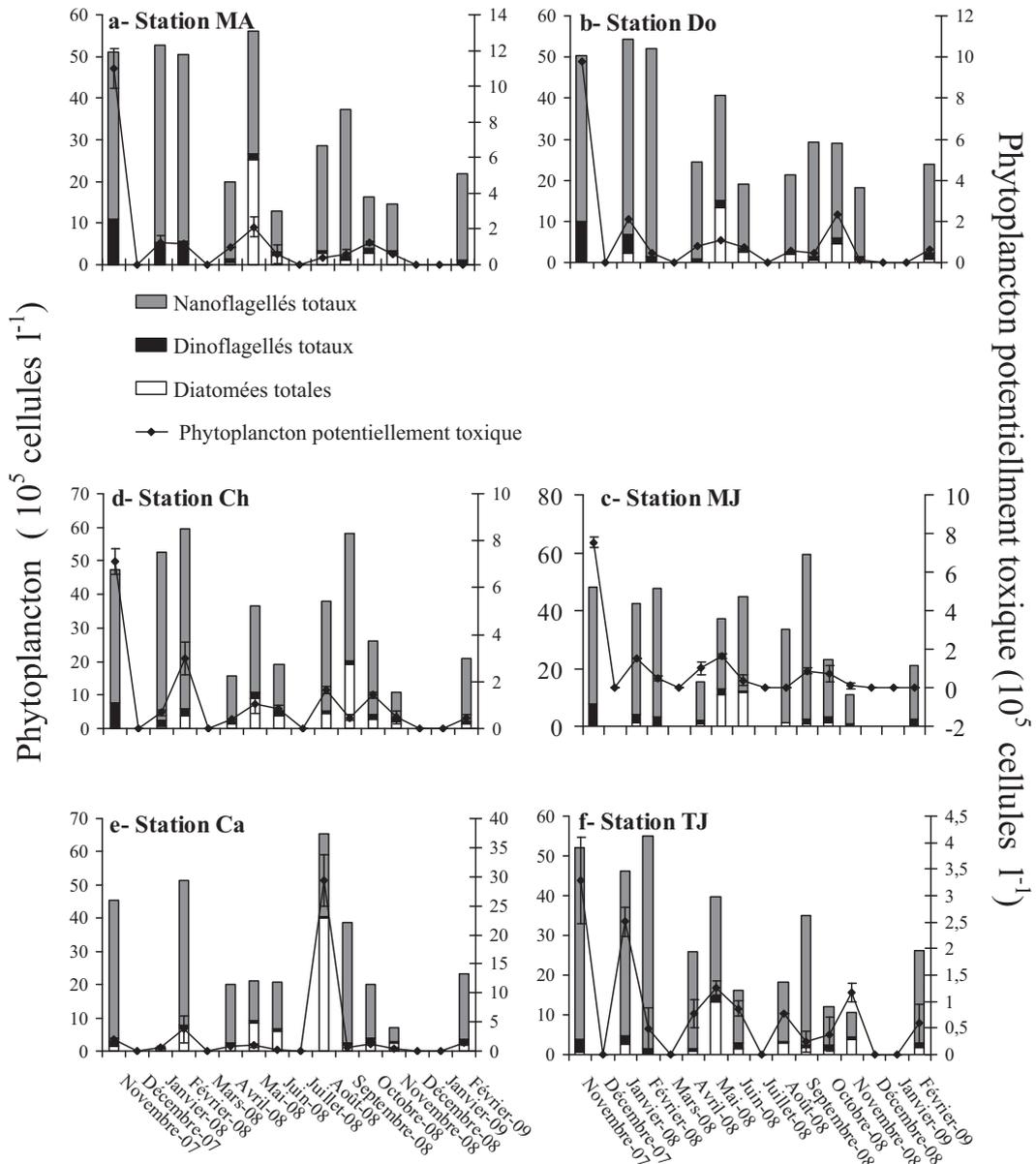


Fig. 4. Variation de l'abondance cellulaire des trois groupes phytoplanctoniques et du phytoplancton potentiellement toxique dans les différentes stations prospectées pendant la période d'étude (moyenne \pm écarts-types).

2007 dans toutes les stations où ce genre a accusé des densités de $0,67$ à 7×10^5 cellules L^{-1} . C'est à la station MA, qu'*Alexandrium* spp. ont montré des densités maximales (7×10^5 cellules L^{-1}) et une forte contribution (62 %) du phytoplancton potentiellement toxique.

4. Discussion

Compte tenu de sa nature oligotrophique, la mer méditerranéenne a été précédemment considérée à faible risque pour le développement d'efflorescences de microalgues nocives. Cependant, cette mer est récemment

classée comme zone très vulnérable aux proliférations des espèces nuisibles à cause de l'eutrophisation anthropique des eaux [32].

Parmi les microalgues nuisibles, les espèces d'*Alexandrium* ont été répertoriées dans différents écosystèmes côtiers méditerranéens [11,13,14]. Au sud de la méditerranée, la présence d'*Alexandrium* a été signalée au niveau des côtes marocaines et algériennes [17,19]. Sur les côtes tunisiennes, le genre *Alexandrium* a été étudié au niveau de la baie et du lac de Tunis [16,21]. Récemment, les toxines paralysantes produites par *Alexandrium* ont été détectées dans des moules cultivées dans le lac de Tunis, avec des

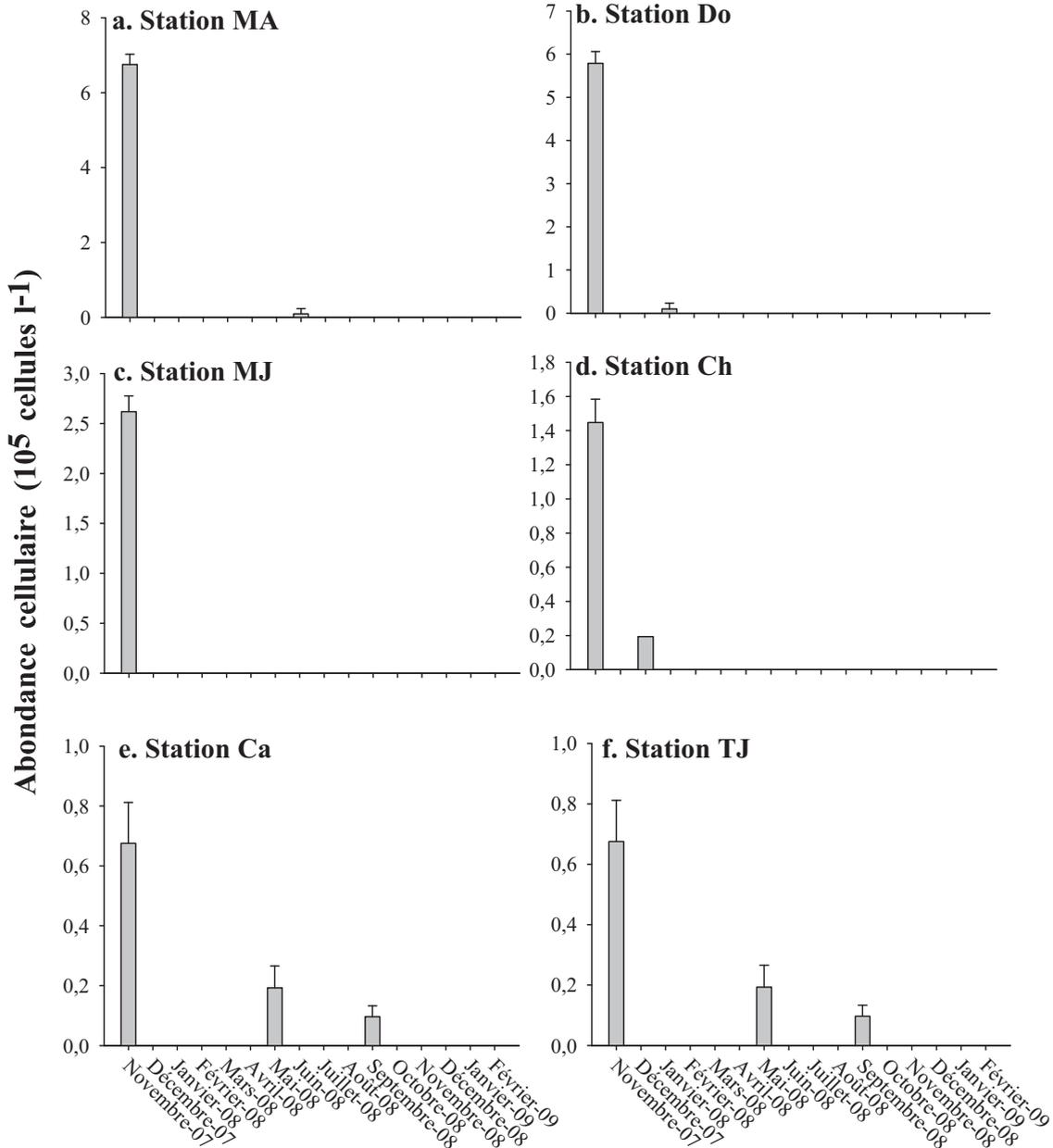


Fig. 5. Variation de l'abondance cellulaire du genre *Alexandrium* dans les différentes stations prospectées pendant la période d'étude (moyenne \pm écarts-types).

concentrations inférieures à 80 μg STX équivalent/100 g de chair de moules [21].

Vu la propagation du genre d'*Alexandrium* dans la Méditerranée, et la rareté des travaux le concernant au niveau de la rive sud et plus particulièrement dans la lagune de Bizerte, le présent travail a essayé de suivre les efflorescences de ce genre et de déterminer les facteurs abiotiques susceptibles de contrôler son apparition dans cette lagune.

Durant cette étude, l'abondance du phytoplancton potentiellement toxique a largement varié au cours des mois (Fig. 4). Pour la majorité des stations (MA, Do, Ch, MJ et TJ), les pics de densité ($3,27\text{--}11 \times 10^5$ cellules L^{-1})

ont été détectés en novembre 2007. Ceci a coïncidé avec les pullulations des espèces d'*Alexandrium* qui ont été observées dans la plupart des stations (Fig. 5). En effet, ces espèces ont contribué de 20 à 62 % du phytoplancton potentiellement nuisible au cours de ce mois.

Les espèces d'*Alexandrium* sont capables de former des kystes dont la germination joue un rôle crucial dans leurs efflorescences [33,34]. La pullulation passive d'*Alexandrium* en novembre 2007 (Fig. 5) pourrait être reliée à une remise en suspension rapide, des sédiments contenant des kystes, par les vents violents de nord-ouest en automne (novembre–décembre) et à leur germination.

Une étude antérieure a signalé une présence sporadique des espèces d'*Alexandrium* dans la lagune de Bizerte [22]. Au cours de la présente étude, ces espèces étaient aussi observées que sporadiquement en novembre 2007 (dans toutes les stations), en mai et septembre 2008 (dans les stations Ca et Tj) et en janvier 2008 (dans la station Ch) (Fig. 5). Toutefois, lors de l'efflorescence la plus prononcée (en novembre 2007), les densités enregistrées ($0,67-7 \times 10^5$ cellules L^{-1}) ont dépassé les concentrations seuils d'alerte (10^4 cellules L^{-1}) fixées par l'Ifremer [35]. Les abondances trouvées au cours de notre échantillonnage sont également plus élevées à celles mesurées dans d'autres écosystèmes côtiers tunisiens, tel que la baie de Tunis ($1,16 \times 10^2-1,40 \times 10^3$ cellules L^{-1} [16]) et le lac de Tunis ($7 \times 10^3-5,50 \times 10^4$ cellules L^{-1} [18,21]). De plus une étude antérieure dans la lagune de Bizerte a rapporté des concentrations plus faibles ($1,9 \times 10^3$ cellules L^{-1} [22]) que celles enregistrées au cours de la présente étude (Tableau 3). Sur d'autres côtes méditerranéennes (exemple : sici-liennes et espagnoles), les espèces d'*Alexandrium* ont été observées à des abondances variables, allant de $< 10^3$ cellules L^{-1} jusqu'à 5×10^6 cellules L^{-1} [12,14]. La dynamique du phytoplancton potentiellement toxique en générale, et d'*Alexandrium* en particulier, est évidemment reliée à certains facteurs abiotiques [21,36,37]. En Méditerranée, il a été montré que les conditions d'efflorescences d'*Alexandrium* sont très variables entre les écosystèmes. Par exemple, des efflorescences d'*Alexandrium minutum*, signalées aux côtes grecques, espagnoles et italiennes, et des efflorescences d'*Alexandrium catenella*, signalées aux côtes algériennes, ont été reportées à des différentes températures (18–22 °C, 12–15 °C, 16–24 °C, 17 °C, respectivement) et salinité (35–38, 32–38 et 37,2–37,5, respectivement) [12,19,38]. Sur les côtes tunisiennes (exemple, lac de Tunis), les espèces *Alexandrium tamarense* et *A. catenella* ont accusé des pics de densité sous des températures respectives de 29,3 et 15,9 °C et des salinités respectives de 40,6 et 36,7 [21]. Au cours de la période d'étude, les efflorescences d'*Alexandrium* ont été observées à des températures et salinités variant de 15 à 26 °C et de 35 à 38, respectivement.

Les diverses conditions de température et de salinité sous lesquelles les efflorescences d'*Alexandrium* ont été observées, indiquent que les espèces de ce genre ont des différentes préférences pour ces facteurs abiotiques, donc

elles prolifèrent sous des conditions spécifiques à leurs exigences. Certains auteurs ont même déclaré que pour la même espèce *A. minutum*, des pullulations ont été observées à différentes conditions de température et salinité [38,39].

L'abondance cellulaire d'*Alexandrium* spp. a été par ailleurs positivement corrélée avec le rapport N:P ($r = 0,831$, $p < 0,01$) (Tableau 4), alors qu'au niveau de la lagune de Ganzirri (Nord-Est du Sicile) ce rapport a été négativement corrélé avec l'abondance cellulaire d'*A. minutum* ($r = -0,48$, $p < 0,05$) [40]. Au niveau des côtes grecques, *A. minutum* a proliféré lorsque le rapport N:P était égal à 26,02 [38]. Au cours de la présente étude, l'abondance maximale de ce genre a été observée quand des rapports ont été nettement plus élevés (72,73 au mois de novembre 2007). L'élévation de ce rapport au niveau de la lagune de Bizerte pourrait être due aux concentrations d'ammonium qui sont assez élevées, atteignant $> 55,45$ μM en novembre 2007 (Fig. 2h). Cet élément semble favoriser la prolifération des espèces d'*Alexandrium* dont les abondances ont été positivement corrélées au NH_4^+ (Tableau 4). Dans d'autre milieux (côtes italiennes, étang de Taiwan), une relation positive a été aussi observée entre la densité d'*A. minutum* et l'ammonium [40,41]. Dans la lagune de Bizerte, il semblerait donc que les espèces d'*Alexandrium* ont développé une adaptation aux teneurs élevées en nutriments azotés dans la lagune de Bizerte. En effet, ce site est caractérisé par des eaux eutrophes [25,42], ce qui est aussi confirmé par la présente étude, les différents nutriments ont accusé des valeurs élevées (> 1 μM), surtout l'ammonium dont la teneur a atteint 89,58 μM en novembre 2007, à la station Ch (Fig. 2h). L'abondance de l'azote ammoniacal est une caractéristique des eaux riches en matières organiques puisque c'est le produit de leur dégradation. Il provient de l'hydrolyse des substances azotées rejetées dans l'eau et des fertilisants azotés d'origine agricole. À part la pollution de l'eau, ces concentrations élevées pourraient être expliquées par l'activité d'aquaculture qui se pratique au niveau des stations d'étude. En effet, d'après Giles et Pilditch [43], la production de fèces et de pseudofèces dans les fermes conchylicoles peut augmenter les concentrations de NH_4^+ dans la colonne d'eau.

Durant toute la période d'échantillonnage, une limitation en Si ($Si:N < 1$ et $Si:P < 16:1$; Fig. 3b, c) et une

Tableau 3
Abondances cellulaires (cellules L^{-1}) d'*Alexandrium* spp. dans différents systèmes côtiers tunisiens.

Espèces	Date de détection	Lieu de détection	Abondance cellulaire	Auteurs
<i>Alexandrium catenella</i>	Août 1997	Canal de Tunis		Turki et Balti, 2005
	Mars 2005	Lac de Tunis	$5,40 \times 10^4$	Turki et Balti, 2005
	Janvier 2008	Lac de Tunis	$5,50 \times 10^4$	Armi et al., 2011
<i>Alexandrium</i> spp.	Août 1991	Lagune de Ghar El Melh	$1,50 \times 10^6$	Romdhana et al., 1998
	Juillet 2003	Lagune de Bizerte	$7,90 \times 10^1$	Turki, 2004
	Déc. 93–nov 94	Baie de Tunis	$4,10 \times 10^1$	Daly Yahia Kefi et al., 2001
	Déc. 93–nov 94	Baie de Tunis	$2,95 \times 10^2$	Daly Yahia Kefi et al., 2001
	Juillet 1994	Baie de Tunis	$1,16 \times 10^2$	Daly Yahia Kefi et al., 2001
	Mai 1995	Baie de Tunis	$1,40 \times 10^3$	Daly Yahia Kefi et al., 2001
Juillet 2006	Lac de Tunis	Non déterminée	Armi et al., 2008	
<i>Alexandrium tamarense</i>	Août 2007	Lac de Tunis	$7,00 \times 10^3$	Armi et al., 2011

Tableau 4

Coefficients de corrélation de Spearman entre les abondances d'*Alexandrium* spp., et du phytoplancton et les facteurs abiotiques.

	Temperature	Salinité	Si(OH) ₄	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	N:P	Si:P	Si:N
Phytoplancton total	ns	ns	0,572**	ns	ns	0,463*	ns	ns	0,537*	ns
Phyto. potentiellement toxique	ns	ns	ns	0,704**	ns	ns	ns	0,510*	ns	ns
Dinoflagellés	ns	ns	ns	0,859**	ns	ns	ns	0,765**	ns	ns
Diatomées	0,607**	ns	-0,456*	ns	ns	ns	ns	-0,456*	ns	ns
Flagellés	ns	ns	0,704**	ns	ns	ns	ns	ns	0,635**	0,443*
<i>Alexandrium</i> spp.	ns	ns	ns	0,962**	ns	ns	ns	0,831**	ns	ns

* : 0,01 < p < 0,05 ; ** : 0,001 < p < 0,01 ; ns : non significatif.

limitation en P (N:P > 16:1 ; Fig. 3a) ont été probables, entre autre, en novembre 2007 et septembre 2008 pendant lesquels, *Alexandrium* a proliféré (Fig. 5). Ces résultats suggèrent que la pullulation des espèces d'*Alexandrium* est surtout dépendante de l'élément N, plus particulièrement de l'azote ammoniacal. Ceci est en accord avec les observations de Franco et al. [38] qui ont reporté une prolifération d'*A. minutum* lorsque le rapport N:P > 16:1.

5. Conclusions

Cette présente étude a montré qu'au niveau de la lagune de Bizerte, le genre *Alexandrium* a été présent sporadiquement durant la période allant de novembre 2007 à février 2009. Cependant, lors de son apparition, le genre a accusé des abondances cellulaires très élevées qui ont dépassé les concentrations du seuil d'alerte (10⁴ cellules L⁻¹) fixées par [35]. Les concentrations maximales d'*Alexandrium* (jusqu'à 7 × 10⁵ cellules L⁻¹) ont été observées en automne, période des vents violents. Ceci pourrait être expliqué d'une part par la remise en suspension des sédiments contenant des kystes de ce dinoflagellé et d'autre part par la présence de facteurs favorables au développement de ces kystes. L'abondance d'*Alexandrium* a coïncidé avec des concentrations élevées d'ammonium. Cette abondance a été aussi corrélée positivement avec le rapport N:P ce qui est peu commun dans d'autres milieux aquatiques. Ceci suggère une préférence et une adaptation de ce genre aux concentrations très élevées en ammonium caractérisant le site d'étude.

La lagune de Bizerte est une importante zone de production conchylicole. La présence, même sporadique, des espèces d'*Alexandrium* à des concentrations élevées pourrait constituer un obstacle au développement de l'aquaculture dans la région et un danger aux consommateurs. Une surveillance régulière de ce dinoflagellé dans les eaux de la lagune et de la saxitoxine dans la chair des bivalves s'avère donc nécessaire.

Déclaration d'intérêts

Les auteurs déclarent ne pas avoir de conflits d'intérêts en relation avec cet article.

Remerciements

Nous remercions deux anonymes reviewers pour leurs commentaires utiles.

Références

- [1] P.M. Glibert, D.M. Anderson, P. Gentien, E. Granéli, K.G. Sellner, The global complex phenomena of harmful algal blooms, *Oceanography* 18 (2005) 130–141.
- [2] D.M. Anderson, J.M. Burkholder, W.P. Cochlan, P.M. Glibert, C.J. Gobler, C.A. Heil, R.M. Kudela, M.L. Parsons, J.E.J. Rensel, D.W. Townsend, V.L. Trainer, G.A. Vargo, Harmful algal blooms and eutrophication: examining linkages from selected coastal regions of the United States, *Harm. Algae* 8 (2008) 39–53.
- [3] J. Heisler, P.M. Glibert, J.M. Burkholder, D.M. Anderson, W. Cochlan, W.C. Dennison, Q. Dortch, C.J. Gobler, C.A. Heil, E. Humphries, A. Lewitus, R. Magnien, H.G. Marshall, K. Sellner, D.A. Stockwell, D.K. Stoecker, M. Suddleson, Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus, *Harm. Algae* 8 (2008) 3–13.
- [4] D.M. Anderson, D.M. Kulis, G.J. Doucette, J.C. Gallagher, E. Balech, Biogeography of toxic dinoflagellates in the genus *Alexandrium* from northern United State and Canada, *Mar. Biol.* 120 (1994) 467–478.
- [5] D.M. Anderson, Bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species in the northeastern US, *Limnol. Oceanogr.* 42 (1997) 1009–1022.
- [6] R. Margalef, M. Estrada, Synoptic distribution of summer phytoplankton (Algae and Protozoa) across the principal front in the Western Mediterranean, *Investigacion Pesquera* 51 (1987) 121–140.
- [7] M. Montresor, D. Marino, A. Zingone, G. Dafnis, Three *Alexandrium* species from coastal Tyrrhenian waters (Mediterranean Sea), in: E. Granéli, B. Sundstrom, L. Edler, D.M. Anderson (Eds.), *Toxic Marine Phytoplankton*, Elsevier, New York, 1990, pp. 82–87.
- [8] G. Honsell, L. Boni, M. Cabrini, M. Pompei, Toxic or potentially toxic dinoflagellates from the Northern Adriatic Sea, in: R.A. Vollenweider, R. Marchetti, R. Viviani (Eds.), *Marine Coastal Eutrophication*, Elsevier, Amsterdam, 1992, pp. 107–114.
- [9] E.L. Lilly, D.M. Kulis, P. Gentien, D.M. Anderson, Paralytic shellfish poisoning toxins in France linked to a human-introduced strain of *Alexandrium catenella* from the western Pacific: evidence from DNA and toxin analysis, *J. Plankton Res.* 24 (2002) 443–452.
- [10] A. Lugliè, M.G. Giacobbe, A. Sannio, F. Fiocca, N. Sechi, First record of the dinoflagellate *Alexandrium catenella* (Whedon et Kofoid) Balech (Dinophyta), a potential producer of Paralytic Shellfish Poisoning, in Italian waters (Sardinia, Tyrrhenian Sea), *Boccone* 16 (2) (2003) 1045–1051.
- [11] G. Basterretxea, E. Garcés, A. Jordi, M. Masó, J. Tintoré, Breeze conditions as a favoring mechanism of *Alexandrium taylori* blooms at a Mediterranean beach, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 62 (2005) 1–12.
- [12] M. Vila, M.G. Giacobbe, M. Maso, E. Gangemi, A. Penna, N. Sampedro, F. Azzaro, J. Camp, L. Galluzzi, A comparative study on recurrent blooms of *Alexandrium minutum* in two Mediterranean coastal areas, *Harm. Algae* 4 (2005) 673–695.
- [13] S. Spatharis, D. Danielidis, G. Tsirtsis, Recurrent *Pseudo-nitzschia caliantha* (Bacillariophyceae) and *Alexandrium insuetum* (Dinophyceae) winter blooms induced by agricultural runoff, *Harm. Algae* 6 (2007) 811–822.
- [14] I. Bravo, M. Vila, M. Masó, R.I. Figueroa, I. Isabel Ramilo, *Alexandrium catenella* and *Alexandrium minutum* blooms in the Mediterranean Sea: Toward the identification of ecological niches, *Harm. Algae* 7 (2008) 515–522.
- [15] O. Daly Yahia-Kéfi, Le phytoplancton de la baie de Tunis : analyse systématique, biogéographique, quantitative et synécologique des Diatomées et des Dinoflagellés, Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de Tunis—Université de Tunis II, 1998, p. 332.
- [16] O. Daly Yahia-Kéfi, E. Nézan, M.N. Daly Yahia, Sur la présence du genre *Alexandrium* halim (Dinoflagellés) dans la Baie de Tunis (Tunisie), *Oceanologica Acta* 24 (2001) S17–S25.
- [17] L. Tahri-Joutei, M. Maghraoui, R. Boutaib, Toxic phytoplankton and phycotoxins in the Mediterranean coast of Morocco from 1994 to 2000,

- in: A. Villalba, B. Reguera, J.L. Romalde, R. Beiras (Eds.), *Molluscan Shellfish Safety*, Xunta de Galicia and COI of UNESCO, Santiago de Compostela, 2003, pp. 187–195.
- [18] S. Turki, N. Balti, Detection of toxic *Alexandrium catenella* (Whedon et Kofoid) balech in clam production zone of North Lake and Channel, Tunisia, *Harm. Algae News* 28 (2005) 1–2.
- [19] H. Frehi, A. Alain Couté, G. Gérard Mascarell, C. Catherine Perrette-Gallet, M. Ayada, M.H. Mohamed Hichem Kara, Dinoflagellés toxiques et/ou responsables de blooms dans la baie d'Annaba (Algérie), *C. R. Biologies* 330 (2007) 615–628.
- [20] M.S. Romdhane, H.C. Eilertsen, O. Daly-Yahia-Kefi, M.N. Dayly-Yahia, Toxic dinoflagellate blooms in Tunisian lagoons: causes and consequences for aquaculture, in: B. Reguera, J. Blanco, M.L. Fernandez, T. Wyatt, (Eds.), *Harmful Algae*. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of Unesco, 1998, pp. 80–83.
- [21] Z. Armi, M. Milandri, S. Turki, B. Hajjem, *Alexandrium catenella* and *Alexandrium tamarense* in the North Lake of Tunis: bloom characteristics and occurrence of paralytic shellfish toxin, *Afr. J. Aquat. sci.* (2011) 36–41.
- [22] S. Turki, Suivi des microalgues planctoniques toxiques dans les zones de production, d'élevage des mollusques bivalves et d'exploitation des oursins du nord de la Tunisie, *Bull. Inst. Natn. Sci. Tech. Mer Salammbô* 31 (2004) 83–96.
- [23] A. Harzallah, Transport de polluants dans la lagune de Bizerte simulé par un modèle de circulation de l'eau, *Bull. Inst. Natn. Sci. Tech. Mer Salammbô* 30 (2003) 1–19.
- [24] T. Mansouri, Application de la télédétection et des SIG à l'étude du fonctionnement hydrologique du lac de Bizerte, DEA FST, (1996) 91.
- [25] A. Sakka Hlaili, B. Grami, H. Hadj Mabrouk, M. Gosselin, D. Hamel, Phytoplankton growth and microzooplankton grazing rates in a restricted Mediterranean lagoon (Bizerte Lagoon, Tunisia), *Marine Biology* 151 (2007) 767–783.
- [26] E.D. Wood, F.A.J. Armstrong, F.A. Richards, Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite, *Journal of the Marine Biological Association of United Kingdom* 47 (1967) 23–31.
- [27] F. Koroleff, Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue, ICES, C.M. 1969/C, 9 Hydr. Comm. 1969.
- [28] J. Murphy, J.P. Riley, A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters, *Anal. Chim. Acta* 27 (1962) 31–36.
- [29] J.B. Mullin, J.P. Riley, The colorimetric determination of silicate with special reference to sea and natural waters, *Anal. Chem. Acta* 12 (1955) 162–176.
- [30] H. Utermöhl, Neue Wege in der quantitativen erfassung des planktons (mit besonderer berücksichtigung des Ultraplanktons), *Mitteilungen Internationale Vereins Theoretisch Angewiesen Limnologie* 5 (1931) 567–596.
- [31] J.W.G. Lund, C. Kipling, E.D. LeCren, The inverted microscope method of estimation algal numbers, and the statistical basis of estimating by counting, *Hydrobiol* 11 (1958) 143–170.
- [32] M. Vila, J. Camp, E. Garces, M. Maso, M. Delgado, High resolution spatio-temporal detection of potentially harmful dinoflagellates in confined waters of the NW Mediterranean, *J. Plankton Res.* 23 (2001) 497–514.
- [33] D.M. Anderson, Physiology and bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species, with emphasis on life cycle transition, in: D.M. Anderson, A.D. Cembella, G.M. Hallegraeff (Eds.), *Physiological ecological of harmful algal blooms*, Springer, New York, 1998, pp. 29–47.
- [34] J.L. Peña-Manjarrez, J. Helenes, G. Gaxiola-Castro, E. Orellana-Cepeda, Dinoflagellate cysts and bloom events at Todos Santos Bay, Baja California, Mexico, 1999–2000, *Cont. Shelf Res.* 25 (2005) 1375–1393.
- [35] IFREMER, Phytoplankton et phycotoxines. Bilan des connaissances générales. La surveillance dans le bassin d'Arcachon, 2006.
- [36] R. López-Flores, E. Garcés, D. Boix, A. Badosa, S. Brucet, M. Masò, D.Q. Xavier, Comparative composition and dynamics of harmful dinoflagellates in Mediterranean salt marshes and nearby external marine waters, *Harm. Algae* 5 (2006) 637–648.
- [37] T.K. Hattenrath, D.M. Anderson, C.J. Gobler, The influence of anthropogenic nitrogen loading and meteorological conditions on the dynamics and toxicity of *Alexandrium fundyense* blooms in a New York (USA) estuary, *Harm. Algae* 9 (2010) 402–412.
- [38] L. Ignatiades, O. Gotsis-Skretas, A. Metaxatos, Field and culture studies on the ecophysiology of the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* (Halim) present in Greek coastal waters, *Harm. Algae* 6 (2007) 153–165.
- [39] J.M. Franco, P. Fernández, B. Reguera, Toxin profiles of natural populations and cultures of *Alexandrium minutum* Halim from Galician (Spain) coastal waters, *J. Appl. Phycol.* 6 (1994) 275–279.
- [40] M.G. Giacobbe, F. Oliva, R. La Ferla, A. Puglisi, E. Crisafi, G. Maimone, Potentially toxic dinoflagellates in Mediterranean waters (Sicily) and related hydrobiological conditions, *Aquat. Microb. Ecol.* 9 (1995) 63–68.
- [41] H.M. Su, I.C. Liao, Y.M. Chiang, Mass mortality of prawn caused by *Alexandrium tamarense* blooming in a culture pond in Southern Taiwan, in: T.J. Smayda, Y. Shimizu (Eds.), *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*, Elsevier, Amsterdam, 1993, pp. 329–334.
- [42] A. Sakka Hlaili, M.A. Chikhaoui, B. El Grami, H. Hadj Mabrouk, Effects of Nand P supply on phytoplankton in Bizerte Lagoon (western Mediterranean), *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 333 (2006) 79–96.
- [43] H. Giles, C.A. Pilditch, Effects of mussel (*Perna canaliculus*) biodeposit decomposition on benthic respiration and nutrient fluxes, *Mar. Biol.* 150 (2006) 261–271.