

Étude des populations phytoplanctoniques de la lagune de Oualidia (Maroc) ; dinoflagellés potentiellement nuisibles

*Study of phytoplankton populations of Oualidia Lagoon (Morocco);
potentially harmful dinoflagellates*

Asmae Bennouna */**, Omar Assobhei ** ⁽¹⁾, Brigitte Berland ***, Jaouad El Attar *

Laboratoire d'archéozoologie, Centre de recherches archéologiques du CNRS
250, rue Albert Einstein, 06560 Valbonne, France

* Institut national de recherche halieutique (INRH), Station de surveillance de la salubrité littorale, Oualidia, Maroc

** Laboratoire de microbiologie appliquée et biotechnologie, Groupe sciences de la mer, BP 20, El Jadida, Maroc
⁽¹⁾ : pour correspondance

*** Centre d'océanologie de Marseille, Station marine d'Endoume, rue de la Batterie des Lions, 13007 Marseille, France

Mots clés : lagune atlantique, Maroc, hydrologie, phytoplancton, dinoflagellés nuisibles.

Key-words: Atlantic lagoon, Morocco, hydrology, phytoplankton, harmful dinoflagellates.

RÉSUMÉ

Bennouna A., O. Assobhei, B. Berland, J. El Attar - Étude des populations phytoplanctoniques de la lagune de Oualidia (Maroc); dinoflagellés potentiellement nuisibles. Mar. Life, **10** (1-2) : 3-18.

Une étude des populations phytoplanctoniques a été entreprise dans la lagune de Oualidia de janvier à décembre 1997, avec pour objectif leur évaluation quantitative et qualitative. Trois stations ont été choisies le long de la lagune. Les prélèvements de phytoplancton ont été effectués en parallèle avec des mesures de paramètres physico-chimiques, de sels nutritifs et d'analyses de toxines de type DSP et PSP. Les résultats préliminaires obtenus montrent : (i) une dominance quasi-permanente des diatomées (70 à 98%). Les genres les plus fréquents et les plus représentatifs sont : Chaetoceros, Anaulus, Leptocylindrus, Navicula, Rhizosolenia, Pleurosigma, Nitzschia et Lauderia. Les dinoflagellés deviennent dominants après le déclin des diatomées de petite taille. Ce groupe est essentiellement représenté par les genres Ceratium, Protoperidinium, Procoentrum, Gonyaulax, Scrippsiella, Peridiniella et Pentapharsodinium ; (ii) la richesse et la diversité phytoplanctoniques dépendent plus des apports océaniques et des conditions environnementales que des apports d'eau douce dans la lagune ; (iii) le régime hydrodynamique de la lagune ainsi que sa faible profondeur favorisent l'homogénéisation du phytoplancton dans la colonne d'eau et la dispersion des espèces ; (iv) les espèces potentiellement nuisibles rencontrées au cours de notre étude appartiennent aux genres Alexandrium, Dinophysis, Procoentrum. Leurs concentrations faibles n'ont pas engendré de toxicité chez les huîtres ; leur présence toutefois, exige vigilance et contrôle, car ces espèces, en forte densité ou sous certaines conditions, peuvent avoir de graves conséquences économiques et un impact sur la santé publique.

ABSTRACT

Bennouna A., O. Assobhei, B. Berland, J. El Attar - [Study of phytoplankton populations of Oualidia Lagoon (Morocco); potentially harmful dinoflagellates]. Mar. Life, **10** (1-2) : 3-18.

A qualitative and quantitative study of phytoplankton was carried out from January to December 1997 at Oualidia Lagoon (Morocco). Phytoplankton samples were collected from two depths at three stations around the lagoon, environmental parameters and nutrients were monitored for surface waters. DSP and PSP mouse bioassays for oyster toxicity were performed. Preliminary results show that diatoms were the dominant organisms at most times (70 to 98% of the phytoplankton population). The more frequent and representative genera were: Chaetoceros, Anaulus, Leptocylindrus, Navicula, Rhizosolenia, Pleurosigma, Nitzschia and Lauderia. Following the decline of small diatom species, dinoflagellates became dominant. This group was chiefly represented by Ceratium, Protoperidinium, Procoentrum, Gonyaulax, Scrippsiella, Peridiniella, Pentapharsodinium. Phytoplankton diversity and richness were more dependent on oceanic supply and environmental factors than on freshwater supplies into the lagoon. Lagoon hydrodynamics and low depth favour the homogenization of vertical and horizontal distribution of species in lagoon waters. Potential harmful phytoplankton species identified belong to different genera (Alexandrium, Procoentrum, Dinophysis). They occurred at low concentrations and they did not cause toxicity of oysters harvested from this lagoon. Their presence require watchfulness and toxicity control, because under other conditions or at highest concentrations, these species can become dangerous for human health through the trophic chain.

INTRODUCTION

Le phytoplancton est le premier maillon de la chaîne alimentaire marine. Il regroupe des milliers d'espèces d'algues unicellulaires. Certaines d'entre elles peuvent provoquer des nuisances. Ainsi des espèces algales arrivent parfois à colorer les eaux et rendre hypoxique ou anoxique le milieu où elles se développent. D'autres produisent des phycotoxines qui sont accumulées par les bivalves puis transférées jusqu'à l'homme après consommation, conduisant à des troubles divers (Hallegraeff, 1995), allant de la diarrhée (Yasumoto *et al.*, 1978, 1980) à la paralysie (Sommer, Meyer, 1937 ; Sommer *et al.*, 1937 ; Taylor, Fukuyo, 1998) jusqu'à l'amnésie (Bates *et al.*, 1998) selon la nature de ces phycotoxines.

Les premières apparitions rapportées d'efflorescences nuisibles sur les côtes marocaines datent de 1966 (Essaid El Feydi, 1977). Elles sont devenues de plus en plus fréquentes ces deux dernières décennies. Presque chaque année, en Atlantique, elles apparaissent fin été - début automne. En Méditerranée, ces épisodes sont observés parfois jusqu'à deux fois par an à des saisons différentes (Tahri Joutei, 1995 ; Taleb *et al.*, 1998). Ces phénomènes ont des impacts importants sur l'environnement, l'économie et surtout sur la santé publique. Les sites les plus affectés sont des zones confinées telles que les baies, estuaires et lagunes. Depuis 1995, un réseau de 8 stations de surveillance de la salubrité littorale (RSSL) relevant de l'INRH (Institut national de recherche halieutique) a été mis en place le long des côtes marocaines afin d'étudier la qualité des eaux et des produits marins. La lagune d'Oualidia située sur la côte atlantique du Maroc figure parmi ces sites de surveillance. Cette lagune est connue pour ses richesses conchylicoles, à savoir les moules, palourdes et huîtres. Dernièrement, la lagune a connu un développement intense de l'activité ostréicole (200 tonnes d'huîtres par an en 1996), permettant l'approvisionnement d'une grande partie du marché national. Mais ces richesses ne sont pas à l'abri d'un épisode d'efflorescence nuisible ou toxique. Ainsi, durant la période novembre - décembre 1994, des taux de toxines PSP enregistrés dans des moules prélevées dans la lagune ont atteint 12860 US/100g de chair (Taleb *et al.*, 1995), taux largement supérieur au seuil admissible pour la consommation (400 US/100g). L'espèce phytoplanctonique causale n'a pu être identifiée du fait de la dissipation rapide du phénomène, toutefois la présence de l'espèce *Gymnodinium catenatum* est fortement soupçonnée car présente sur la côte atlantique à cette période (Tahri Joutei, 1998).

Devant la gravité de la situation et en l'absence de données sur la composition des populations phytoplanctoniques de la lagune, il s'est avéré nécessaire de faire un inventaire des espèces phytoplanctoniques du site et notamment des espèces

potentiellement nuisibles, de mettre en évidence leur succession et tenter de relier leur abondance et distribution aux facteurs environnementaux (conditions hydrologiques, éléments nutritifs, ...). Cette étude préliminaire de "cadrage" avait pour but également de lancer un programme de suivi à long terme adapté aux objectifs et au milieu étudié.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

Notre étude a été réalisée durant la période de janvier - décembre 1997. La lagune de Oualidia (9°02'50" de longitude Ouest, 32°44'42" de latitude Nord) se situe sur la façade atlantique marocaine à 180 km au sud de Casablanca (figure 1). Sa largeur est d'environ 0,5 km, sa longueur de 7 km et sa profondeur moyenne à marée haute de 5 m. La superficie totale de la lagune est estimée à 3 km² (Orbi *et al.*, 1995). Elle communique avec l'océan par deux passes : l'une principale est permanente, l'autre secondaire n'est active qu'en pleine mer de vive eau. Le régime hydrodynamique de la lagune est soumis au rythme des marées semi-diurnes et influencé par les upwellings côtiers. La couverture sédimentaire présente une variation spatiale, sableuse près de la passe, à vaseuse vers l'amont. Une desalure est observée à marée basse à l'amont, assurée par de petites résurgences d'eau douce. L'élevage de l'huître japonaise *Crassostrea gigas* est pratiqué dans cinq parcs répartis le long de la lagune, alors que la collecte de la palourde *Ruditapes decussatus* s'effectue dans la partie nord de la lagune.

Le choix des trois stations (figure 1) a été effectué en fonction de la proximité de la passe principale (St.1), la proximité des parcs d'élevage d'huîtres (St.2), la présence de résurgences d'eaux douces et de parcs (St.3). Les profondeurs moyennes à marée haute sont respectivement de 3 m à St.1 ; 5 m à St.2 et 2,5 m à St.3.

Échantillonnage et analyses

L'échantillonnage a été réalisé à marée haute, avec un pas mensuel durant la période hivernale (de janvier à avril) et bimensuel pour le reste de l'année. Les paramètres mesurés directement en surface sont la température, l'oxygène dissous à l'aide d'un oxymètre WTW de type OXI 196, ainsi que la salinité à l'aide d'un salinomètre de terrain WTW de type LF 196. Les données de pluviométrie pour l'année 1997 ont été fournies par la station météorologique locale. Les échantillons de sels nutritifs, conservés congelés ont été analysés au laboratoire selon les protocoles décrits par Aminot et Chaussepied (1983) nitrites, nitrates, azote ammoniacal et phosphates.

La collecte du phytoplancton a été effectuée en surface et en profondeur à l'aide d'une bouteille à prélèvement pour un dénombrement quantitatif. Un filet à plancton de type standard avec un maillage de 20 µm a été traîné horizontalement, avec une vitesse et un temps identiques pour chaque prélève-

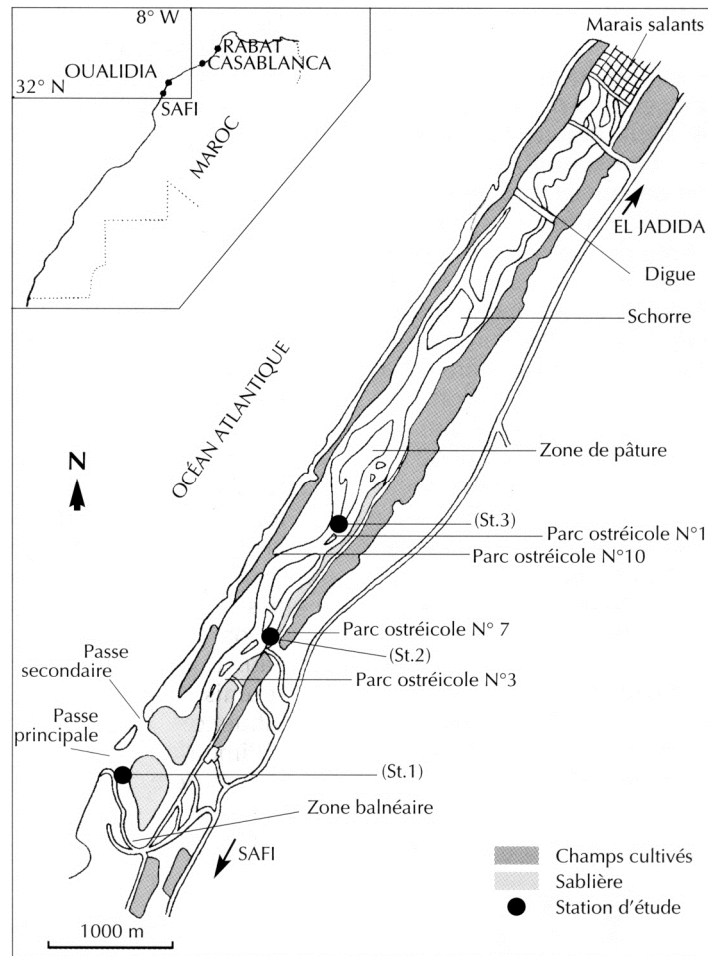


Figure 1 - Les trois stations étudiées dans la lagune de Oualidia.
The three sampling stations in Oualidia Lagoon.

ment, pour l'observation des espèces rares. Certains échantillons ont été fixés au lugol pour une observation immédiate et d'autres au formol à 3% pour une observation ultérieure au microscope électronique à balayage (MEB), après préparation des échantillons selon la technique décrite par Grzebyk *et al.* (1998).

L'identification et le dénombrement du phytoplancton ont été effectués selon la méthode d'Uthermöl (1958) sur des échantillons fixés et placés dans des cuves à sédimentation de 10 et 25 mL. L'observation a été réalisée au microscope inversé à contraste de phase de type Olympus CK2-TR, après une sédimentation de 6 heures au minimum. Les espèces toxiques ou potentiellement nuisibles ont été observées au MEB.

Parallèlement à ce suivi du phytoplancton, une collecte d'huîtres a été faite au niveau des stations 2 et 3, en même temps que les prélèvements hydrologiques et phytoplanctoniques. La recherche des toxines PSP (Paralytic Shellfish Poisoning) et DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning) dans ces organismes a été réalisée selon la méthode biologique dite test souris, AOAC (1980) pour la détection des PSP et le protocole de Yasumoto *et al.* (1984) pour les DSP. Ce travail a été effectué par H. Taleb du laboratoire d'écotoxicologie de l'INRH à Casablanca.

Traitement mathématique

Pour déterminer l'évolution de la structure spatio-temporelle des populations phytoplanctoniques, nous avons calculé :

- l'indice de similitude :

L'indice de similitude de Sorensen (Q_s) permet d'effectuer une comparaison des stations prises deux à deux selon la formule :

$$Q_s = 2j / c + d$$

avec j = nombre d'espèces communes entre les deux stations ; c = nombre total d'espèces à la station C ; d = nombre total d'espèces à la station D ;

- l'indice de diversité spécifique :

La diversité spécifique est estimée par l'indice de Shannon-Weaver (H') exprimé en $\text{bits} \cdot \text{cell}^{-1}$ (*in* Sournia, 1978). L'indice est calculé selon la formule :

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i, P_i = n_i / N$$

avec n_i = nombre d'individus de l'espèce i ; N = nombre total d'individus dans l'échantillon ; S = nombre total d'espèces.

RÉSULTATS

Facteurs physiques et chimiques

L'évolution de la température des eaux de surface au cours de l'année 1997 (figure 2a), montre une variation saisonnière : une saison où les eaux sont plus fraîches, s'étalant de janvier à fin mai avec un minimum d'environ 16,4°C en février ; une saison plus chaude pour le reste de l'année (à l'exception de deux chutes notables de la température en août et fin septembre - début octobre), montrant un maximum en septembre de 23,8°C. Pendant la saison fraîche, il existe un gradient de température de la St.1 à la St.3 avec un écart thermique d'environ 1°C atteignant, vers la fin mai, 2 à 3°C. Les écarts se réduisent par la suite, sauf lors du prélèvement de fin septembre. Tout ceci reflète une homogénéité thermique des eaux de la lagune.

Au cours de notre étude, nous avons observé deux périodes pluvieuses (figure 2d). Des précipitations importantes ont été enregistrées de janvier à avril et d'octobre à décembre avec un maximum de 150 mm en janvier.

La salinité des eaux suit un gradient de dessalure allant de la St.1 vers la St.3 (figure 2b). Ce gradient est nettement accentué de janvier à mars, où la salinité peut atteindre 26 à 30 et au mois d'octobre (S = 33).

La St.1 fortement influencée par les eaux océaniques, montre une salinité constante aux alentours de 36.

Les eaux de surface de la lagune ne présentent jamais de valeurs en oxygène dissous inférieures à 5 mg.L⁻¹ (figure 2c). Les valeurs maximales enregistrées sont de 10 à 11 mg.L⁻¹. Il y a en général une sursaturation marquée des eaux en oxygène. La St.3 (la plus éloignée de la passe) est toutefois sensiblement moins oxygénée que les deux autres stations, qui présentent des valeurs proches et évoluent de manière identique sauf en avril - mai et novembre.

D'une manière générale, les sels nutritifs présentent une évolution saisonnière semblable pour les trois stations étudiées, mais suivent un gradient croissant de la St.1 vers la St.3, atténué dans le cas des phosphates et plus marqué pour les éléments azotés (figures 3a à 3f).

Les nitrates, éléments azotés majeurs dans cet écosystème, atteignent 65 à 73% de l'azote minéral dissous [$N = \sum (NO_3 + NO_2 + NH_4)$]. Les valeurs des moyennes annuelles sont nettement différentes entre les stations (figure 3b), elles sont de $7,28 \pm 1,45 \mu\text{atg.L}^{-1}$ pour St.1 ; de $8,08 \pm 1,08$ pour la St.2 et $13,26 \pm 2,18$ pour la St.3. Les nitrites présentent des moyennes annuelles relativement constantes et faibles allant de 0,40 à 0,51 $\mu\text{atg.L}^{-1}$ de la St.1 à la St.3 (figure 3c). Les concentrations moyennes

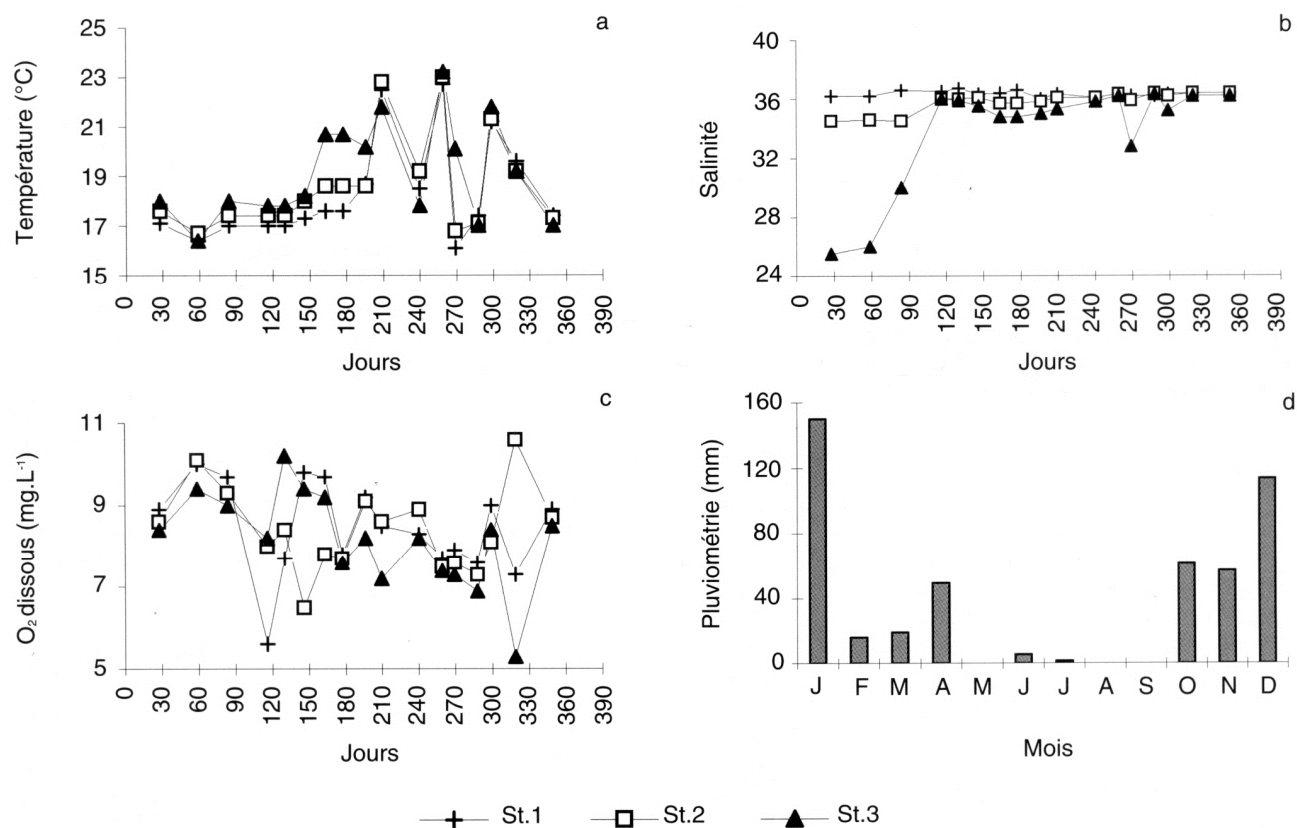


Figure 2 - Évolution des paramètres hydrologiques et de la pluviométrie dans la lagune de Oualidia. (a) : température ; (b) salinité ; (c) oxygène dissous et (d) : pluviométrie. / Annual variations in environmental parameters and precipitation values in Oualidia Lagoon. (a): temperature; (b): salinity; (c): dissolved oxygen; (d): precipitation.

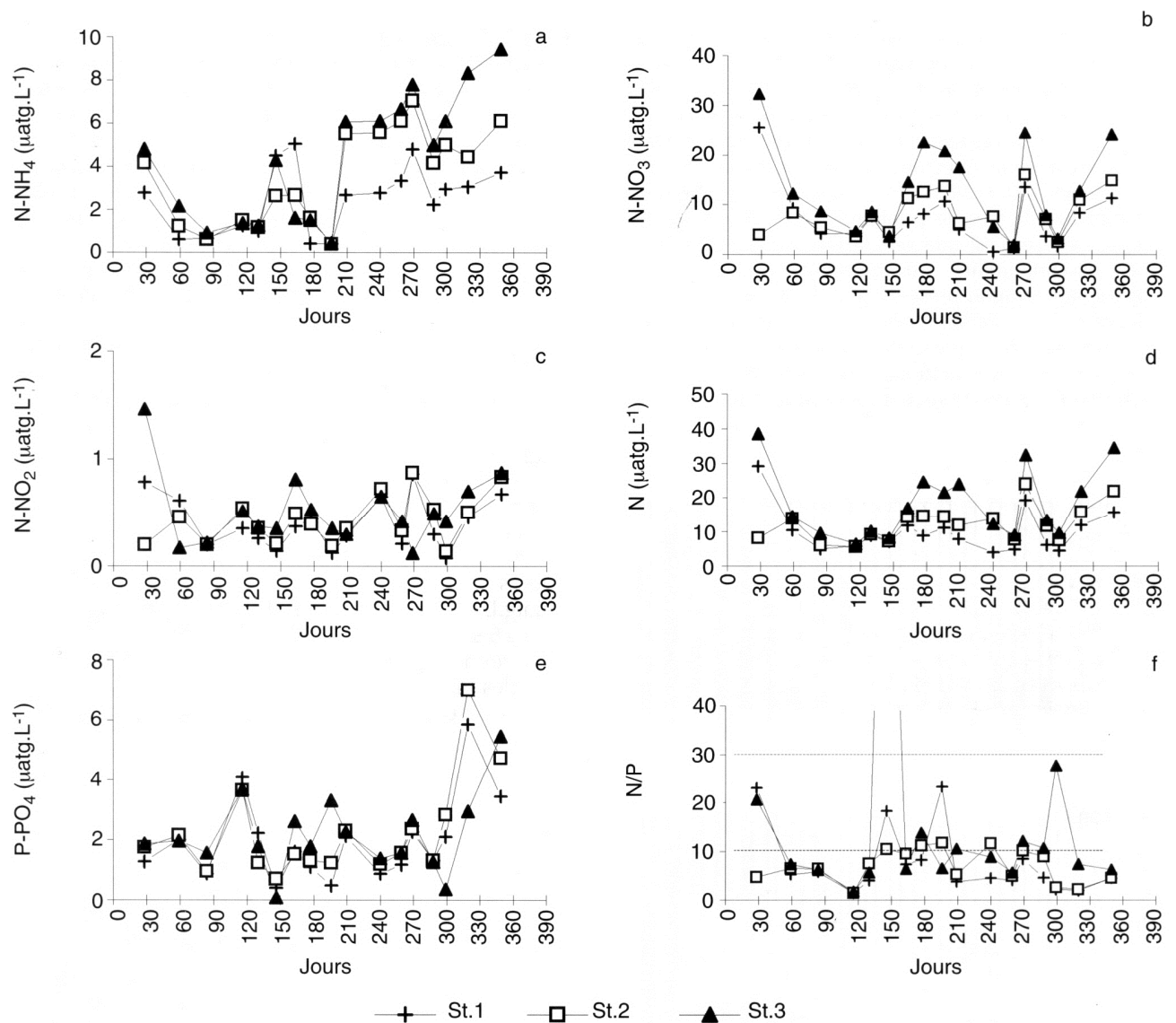


Figure 3 - Évolution saisonnière des teneurs en nutriments dans les eaux de la lagune de Oualidia. (a) : ammonium ; (b) : nitrates ; (c) : nitrites ; (d) : azote minéral dissous total ; (e) : phosphates ; (f) : rapport N/P. / Seasonal variation of nutrient levels in surface waters of Oualidia Lagoon. (a) : ammonium; (b) : nitrates; (c) : nitrite; (d) : total dissolved inorganic nitrogen; (e) : phosphate; (f) : N/P ratio.

annuelles en ammoniacale sont par contre plus variables $2,49 \pm 0,37 \mu\text{atg.L}^{-1}$ au niveau de la St.1 ; $3,53 \pm 0,52$ à la St.2 et $4,35 \pm 0,70$ à la St.3. Les valeurs les plus élevées ($9,44 \mu\text{atg.L}^{-1}$ à la St.3) sont observées pendant la période automnale (figure 3a).

Les moyennes annuelles des phosphates pour les St.1, St.2 et St.3 sont relativement proches : $1,94 \pm 0,34$; $2,22 \pm 0,39$ et $2,15 \pm 0,31 \mu\text{atg.L}^{-1}$ respectivement. Les valeurs maximales présentent un léger gradient de la passe vers la station 3 allant de 5,87 ; 7,02 à $7,47 \mu\text{atg.L}^{-1}$ en automne. Elles sont minimales au printemps - début été : 0,39 ; 0,69 et $0,07 \mu\text{atg.L}^{-1}$ respectivement (figure 3e).

Pendant la période d'étude, la moyenne annuelle du rapport N/P des eaux lagunaires était de l'ordre de 7 à 8. Pour St.2, ce rapport est toujours inférieur à 12 tandis que les deux autres stations

montrent des fluctuations plus importantes avec des valeurs pouvant dépasser 20 pour certains prélèvements (figure 3f).

Phytoplancton de la lagune

Composition taxonomique

Les observations au microscope optique inversé ont permis de distinguer dans la population phytoplanctonique cinq grands groupes. Les diatomées et les dinoflagellés dominent successivement ; les silicoflagellés et les coccolithophorides ne sont représentés que par une ou deux espèces, avec une fréquence très faible ; enfin une seule espèce de cyanophycée est présente en juin. Parmi les diatomées et les dinoflagellés, nous avons pu identifier plus de 50 espèces dans chacun des deux groupes. Les diatomées sont essentiellement représentées par les

genres *Leptocylindrus*, *Anaulus*, *Chaetoceros*, *Navicula*, *Rhizosolenia*, *Pleurosigma*, *Nitzschia*, et *Lauderia*. Les dinoflagellés le sont par les genres *Ceratium*, *Protoperdinium*, *Prorocentrum*, *Gonyaulax*, *Gyrodinium*, *Peridiniella*, *Scrippsiella* et *Pentapharsodinium*. Dans les prélèvements effectués au filet, la dominance des diatomées (70 à 98%) est quasi permanente, ceci durant tout l'hiver, le printemps et le début de l'été (figure 4). Ce n'est que vers la fin de l'été et le début de l'automne (juillet - novembre) que la communauté phytoplanctonique présente une dominance de dinoflagellés (51 à 80%). Cette dominance est plus prononcée près de la passe (St.1) que dans la zone plus éloignée (St.3). Les autres groupes dénombrés ont toujours présenté des pourcentages négligeables.

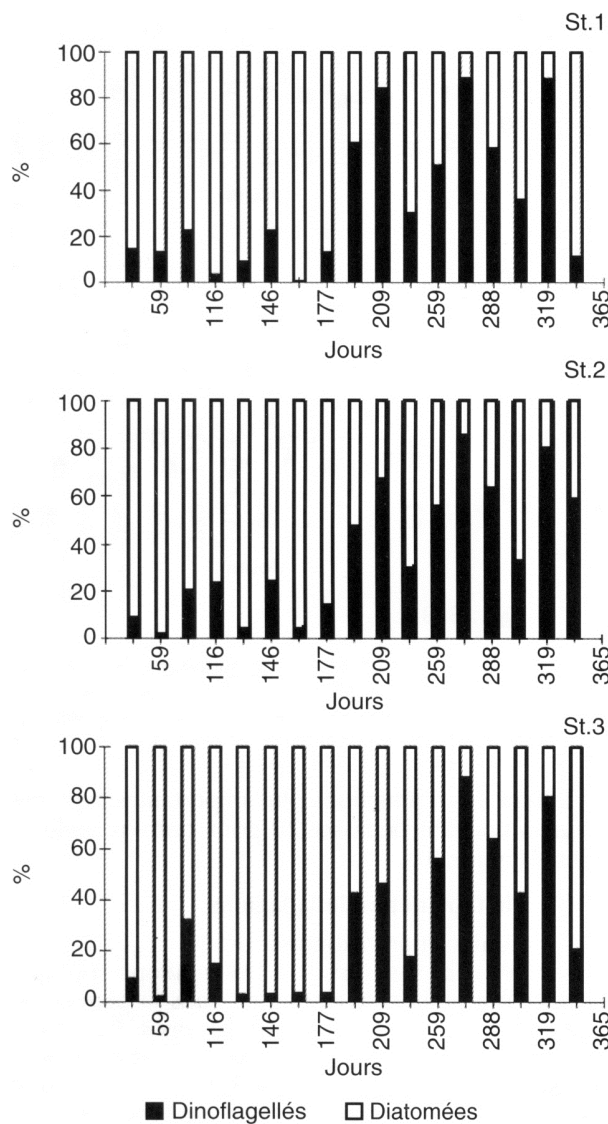


Figure 4 - Evolution des pourcentages de diatomées et de dinoflagellés dans la lagune de Qualidia (St.1 : station 1 ; St.2 : station 2 ; St.3 : station 3). / Variations in percentage of diatoms and dinoflagellates in Qualidia Lagoon (St.1 : station 1 ; St.2 : station 2 ; St.3 : station 3).

Distribution spatio-temporelle

Toutes espèces confondues, les concentrations cellulaires phytoplanctoniques durant la saison fraîche (janvier - avril) sont faibles (figure 5). Elles varient entre un minimum de 1 640 cell.L⁻¹ à la St.1 en janvier, à 12 240 cell.L⁻¹ à la St.2 en février. A partir du début mai, on observe un développement du phytoplancton marqué par deux pics, le premier en juin avec un maximum de 1,19.10⁵ cell.L⁻¹ à la St.2 et le deuxième en juillet aux St.1 et 2, moins prononcé toutefois pour cette dernière (0,76.10⁵ cell.L⁻¹). En août, les concentrations cellulaires sont de nouveau faibles (0,25.10⁴ à 0,71.10⁴ cell.L⁻¹) puis s'élèvent tout en fluctuant pour donner un pic automnal en octobre pour les St.1 et 2 et en

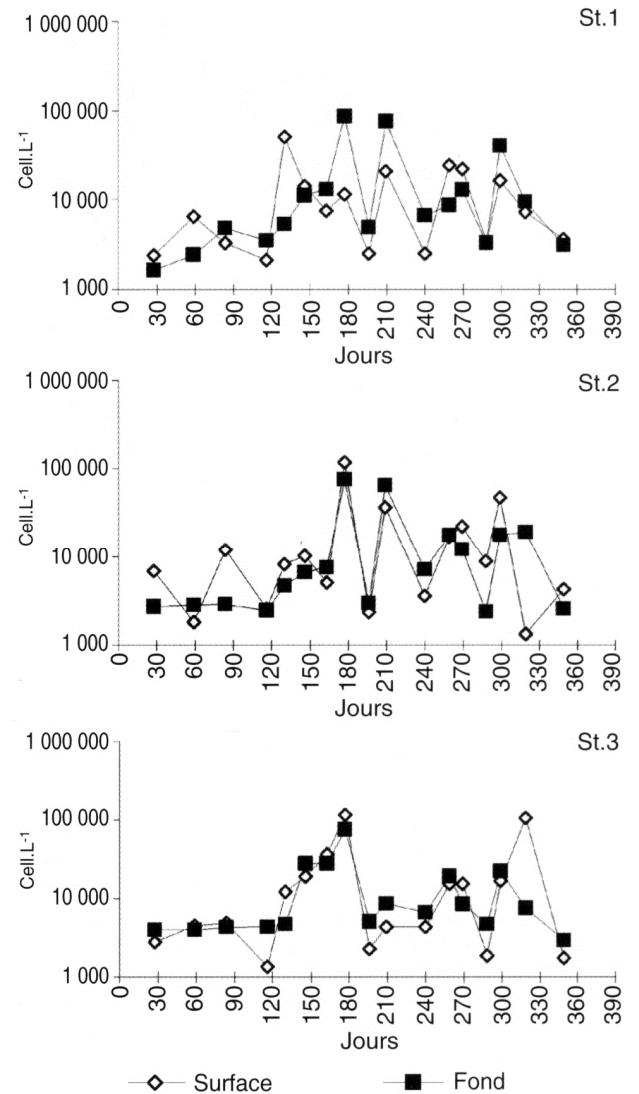


Figure 5 - Évolution des concentrations cellulaires, toutes espèces confondues, dans les eaux de la lagune de Qualidia (St.1 : station 1 ; St.2 : station 2 ; St.3 : station 3) ; symboles ouverts : surface ; symboles pleins : fond. / Variations in cell concentrations (all species mixed) in waters of Qualidia Lagoon (St.1 : station 1 ; St.2 : station 2 ; St.3 : station 3) open symbols: surface; closed symbols: bottom.

nombre pour la St.3. Les eaux de fond et de surface évoluent, tout au long de l'année d'étude, de façon similaire. Inversement à la St.1, les concentrations moyennes annuelles aux St.2 et 3 sont plus importantes en surface qu'au fond. Les eaux de surface de cette dernière station sont d'une manière générale plus riches que celles des deux autres.

Indice de similitude

Les indices de similitude calculés sont relativement élevés (figure 6a), avec des moyennes annuelles de 0,68 entre St.2-St.3, de 0,67 entre St.1-St.2 et de 0,57 entre St.1-St.3. Pour les trois stations, on observe des indices maximum de similitude en septembre ($0,8 < Q_s < 0,96$) et des indices minimum en février ($0,2 < Q_s < 0,5$). Nous avons noté une bonne similitude entre les stations, avec toutefois un ordre sensiblement décroissant : St.1-St.2 > St.2-St.3 > St.1-St.3.

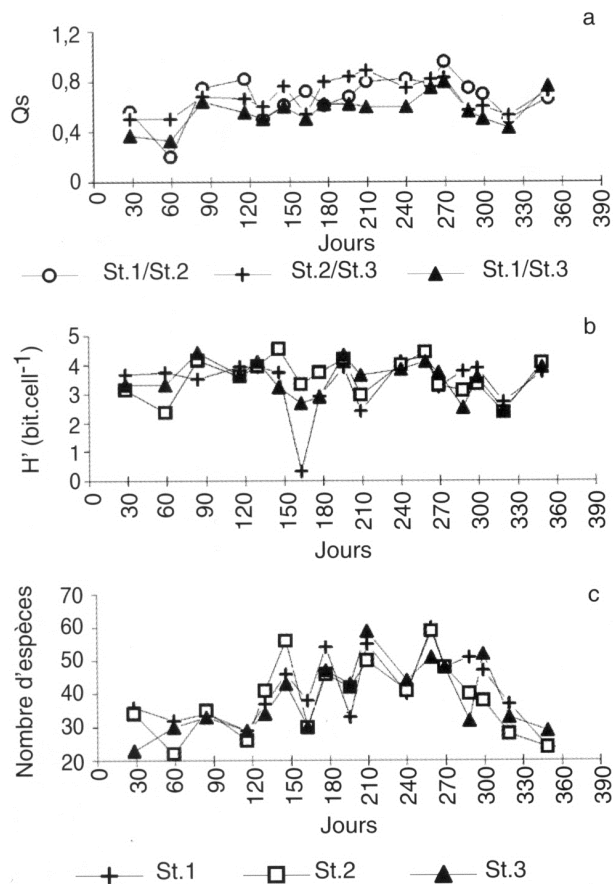


Figure 6 - (a) : variation de l'indice de similitude entre les populations phytoplanktoniques des eaux de la lagune de Oualidia. (b) : évolution de l'indice de diversité spécifique du phytoplancton de la lagune de Oualidia. (c) : évolution de la richesse spécifique en phytoplancton des eaux de la lagune de Oualidia. / (a): similarity index variation between phytoplanktonic populations of the Oualidia Lagoon. (b): variation in specific diversity index of phytoplankton index in Oualidia Lagoon. (c): variation in specific richness of phytoplankton in waters of Oualidia Lagoon.

Richesse spécifique

La richesse spécifique correspond au nombre maximum d'espèces rencontrées dans l'échantillon, elle caractérise une station. Pour toutes les stations (figure 6c), les valeurs minimales (allant de 22 à 37 espèces) sont enregistrées au cours de la période d'hiver et fin automne avec un minimum de seulement 22 espèces à la St.2 en février. Les valeurs les plus élevées, bien que fluctuantes, sont atteintes au cours de la période fin printemps - début automne. Ainsi, on a pu identifier jusqu'à 60 espèces respectivement aux St.3 et St.1 en juillet et septembre. Par ailleurs, les stations présentent des richesses moyennes annuelles très proches allant de 38 à 41 espèces.

Diversité spécifique

Les courbes de diversité spécifique (figure 6b) montrent des indices généralement élevés à l'exception de quelques points. H' est en effet souvent supérieur à 2,5 bits.cell⁻¹, atteignant selon les stations des maximums de 4,28 à 4,54 bits.cell⁻¹. Les moyennes annuelles fluctuent respectivement entre 3,40 ; 3,57 et 3,51 bits.cell⁻¹ pour les St.1, 2 et 3. Les valeurs les plus faibles sont observées à la St.1 en début juin ($H'=0,31$ bits.cell⁻¹), en février pour la St.2 ($H'=2,3$ bits.cell⁻¹) la population est alors dominée par la diatomée *Anaulus creticus*, et en novembre pour la St.3 ($H'=2,45$ bits.cell⁻¹). Par contre, une diversité élevée ($H'=4,5$ bits.cell⁻¹) caractérise une population printanière plurispécifique et ce, dans toutes les stations. Il faut noter que H' chute ensuite aux trois stations avec une diminution plus prononcée pour la St.1 ($H'=0,26$ bits.cell⁻¹) il y a alors une dominance très importante des genres *Nitzschia* et *Pseudonitzschia* représentés par cinq espèces (*P. delicatissima*, *P. seriata*, *P. cf. pungens*, *N. longissima*, *N. closterium*). En juillet, l'indice de diversité reste encore faible aux St.1 et St.2 alors que la St.3 ($H'=3,6$ bits.cell⁻¹) semble être moins affectée par la poussée de *Prorocentrum micans* et *Prorocentrum scutellum*. On observe une tendance inverse en octobre et novembre lors d'une dominance du dinoflagellé *Peridiniella* sp. qui se trouve en assez fortes concentrations à la St.3 ce qui donne un indice de diversité relativement faible ($H'=2,5$ bits.cell⁻¹ et $H'=2,34$ bits.cell⁻¹, respectivement).

Présence d'espèces nuisibles

Au cours de notre étude, nous avons pu identifier quelques espèces potentiellement toxiques ou nuisibles. Ces espèces appartiennent à différents genres parmi lesquels les genres *Alexandrium*, *Prorocentrum* et *Dinophysis*.

Alexandrium (figure 7 - h et i), toutes espèces confondues, a été détecté plusieurs fois au cours de notre étude, dans les trois stations mais toujours à de faibles concentrations allant de 150 à 3 800 cell.L⁻¹ à la St.1 en février et septembre respectivement.

Prorocentrum a été rencontré toute l'année dans la lagune. Il est représenté essentiellement par *P. micans* (figure 8 - a à e) et *P. scutellum* (figure 8 - f à i), tandis que *P. minimum* (figure 9 - e et f), ainsi que *P. triestinum* (figure 9 - a à d) et *P.*

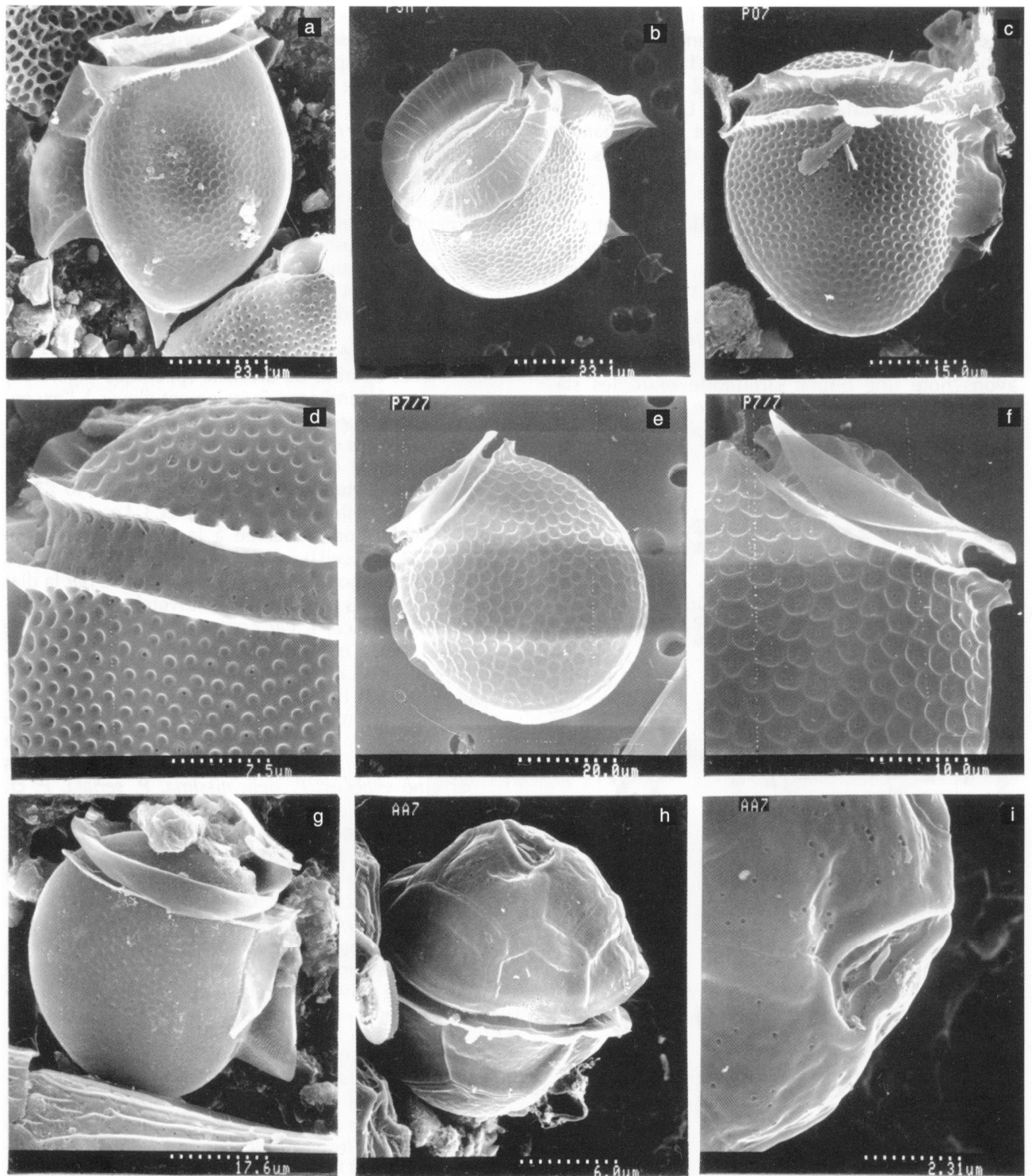


Figure 7 - (a-b) : *Dinophysis hastata* ; (b-g) : différentes formes proches de *D. rotundata* ; (h-i) : *Alexandrium minutum*. / (a-b): *Dinophysis hastata*; (b-g): various types close to *D. rotundata*; (h-i): *Alexandrium minutum*.

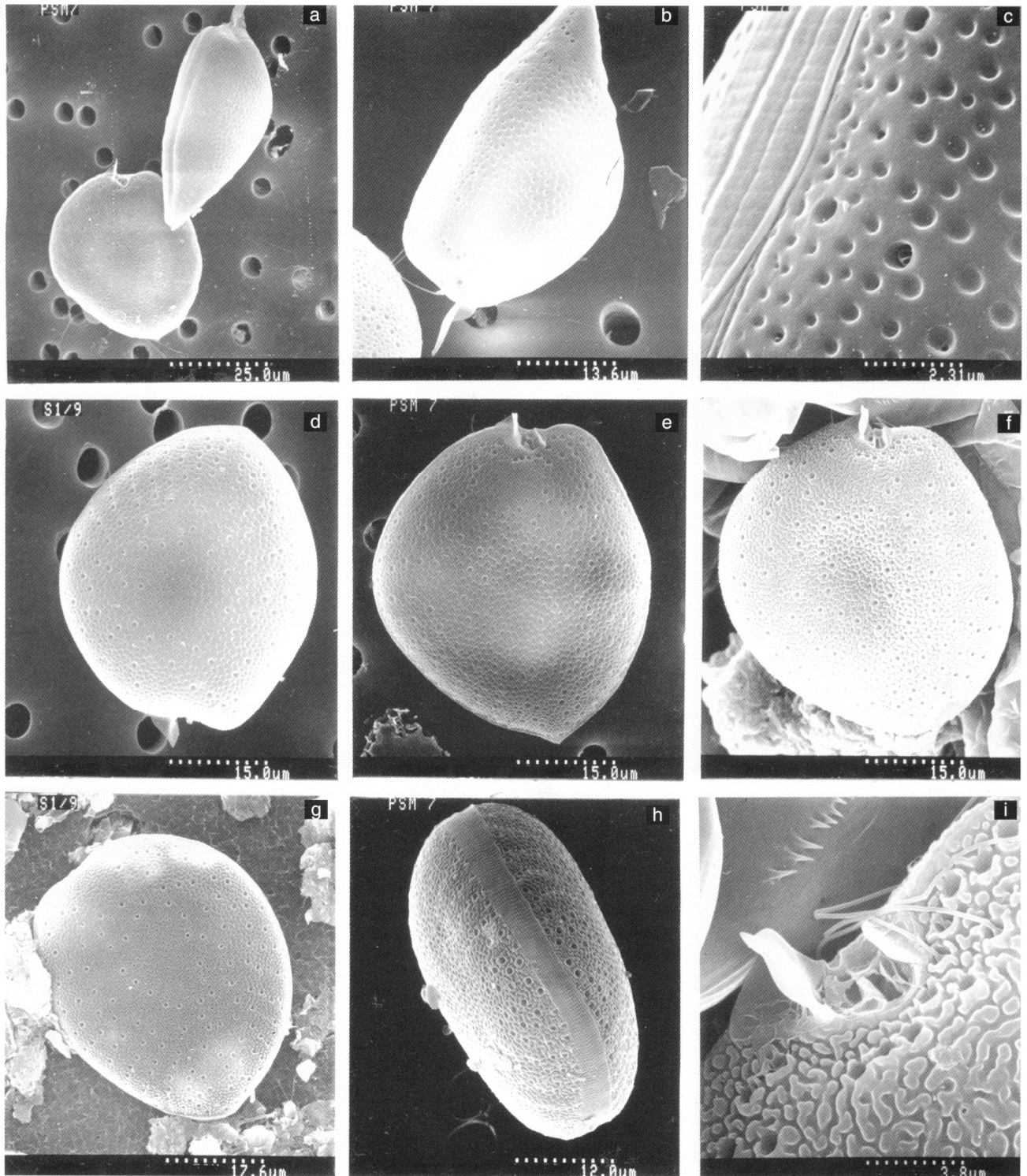


Figure 8 - (a) : *Prorocentrum micans*, deux formes : allongée et trapue ; (b-c) : *P. micans*, forme allongée, ornementation de la thèque (dépressions), bande intercalaire striée ; (d-e) : *P. micans*, forme trapue, valves droite et gauche ; (f-i) : *P. scutellum*, identique à la forme précédente, mais avec ornementation des valves différente (boursouflures formant réticulum), valve droite, valve gauche, bande intercalaire striée, zone apicale. / (a) : *Prorocentrum micans*, two types, long and thickset; (b-c): *P. micans*, long type, thecal ornamentation (depressions), striated intercalary band; (d-e): *P. micans*, thickset type, right and left valves; (f-i): *P. scutellum*, same as the previous type but with a different valvar ornamentation (reticulate ornamentation), right and left valves, striated intercalary band, apical zone.

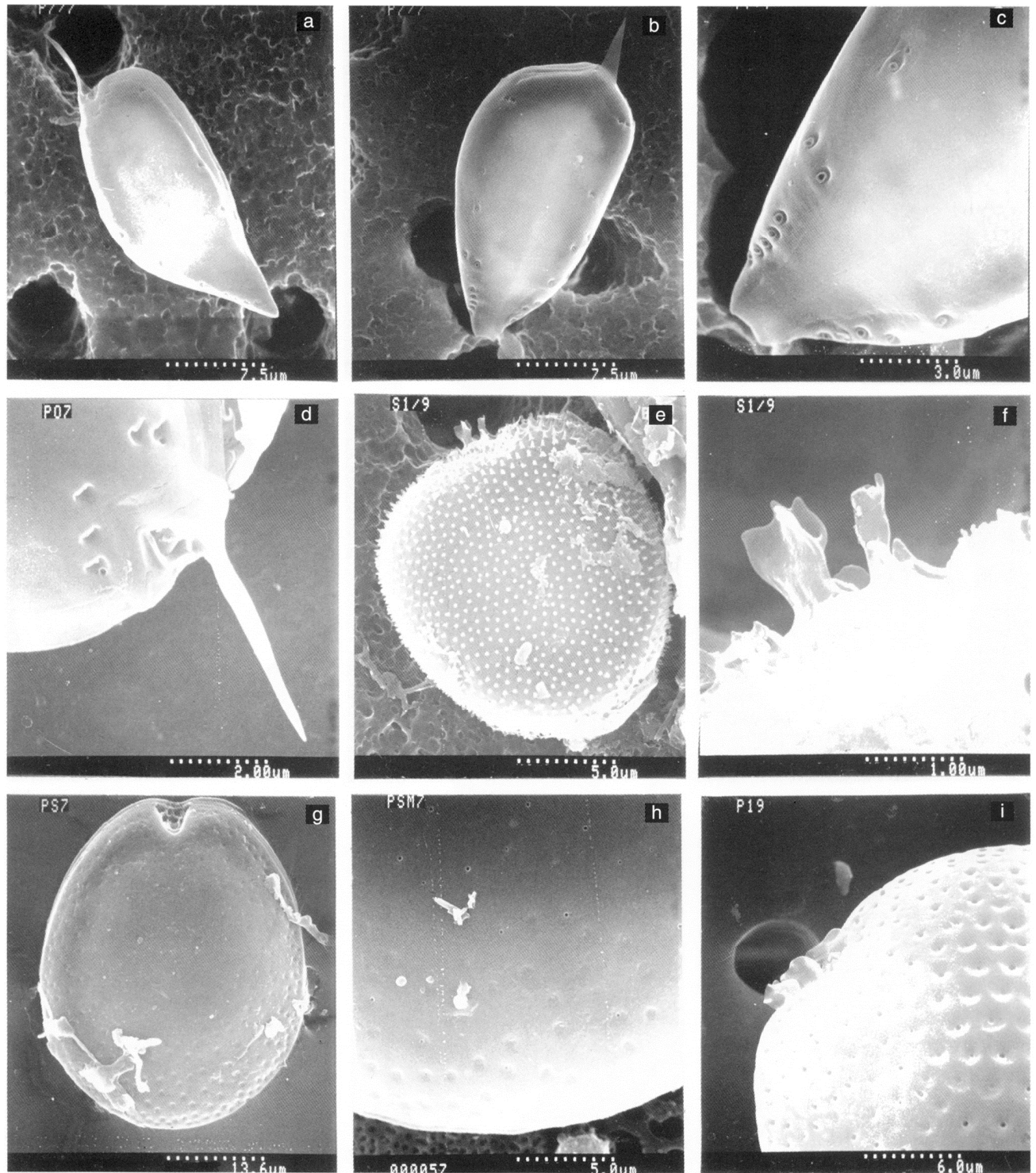


Figure 9 - (a-d) : *Prorocentrum triestinum*, surface valvaire lisse, épine apicale fine et allongée, bande intercalaire lisse ; (e-f) : *Prorocentrum minimum*, ornementation des valves épineuse et extrémité apicale ; (g-h) : *Prorocentrum* sp., forme benthique non déterminée (pas de collier apical, ni de pores marginaux, donc différent de *P. lima*), valve lisse, pores dans dépressions peu profondes ; (i) : *P. compressum*, apex. / (a-d): *Prorocentrum triestinum*, valvar surface smooth, apical spine sharp and long, intercalary band smooth; (e-f): *Prorocentrum minimum* spiny valves and apex; (g-h): *Prorocentrum* sp., indeterminate benthic cell (no apical collar, no marginal pores, so different from *P. lima*), smooth valve, pores in shallow depressions; (i): *P. compressum*, apex.

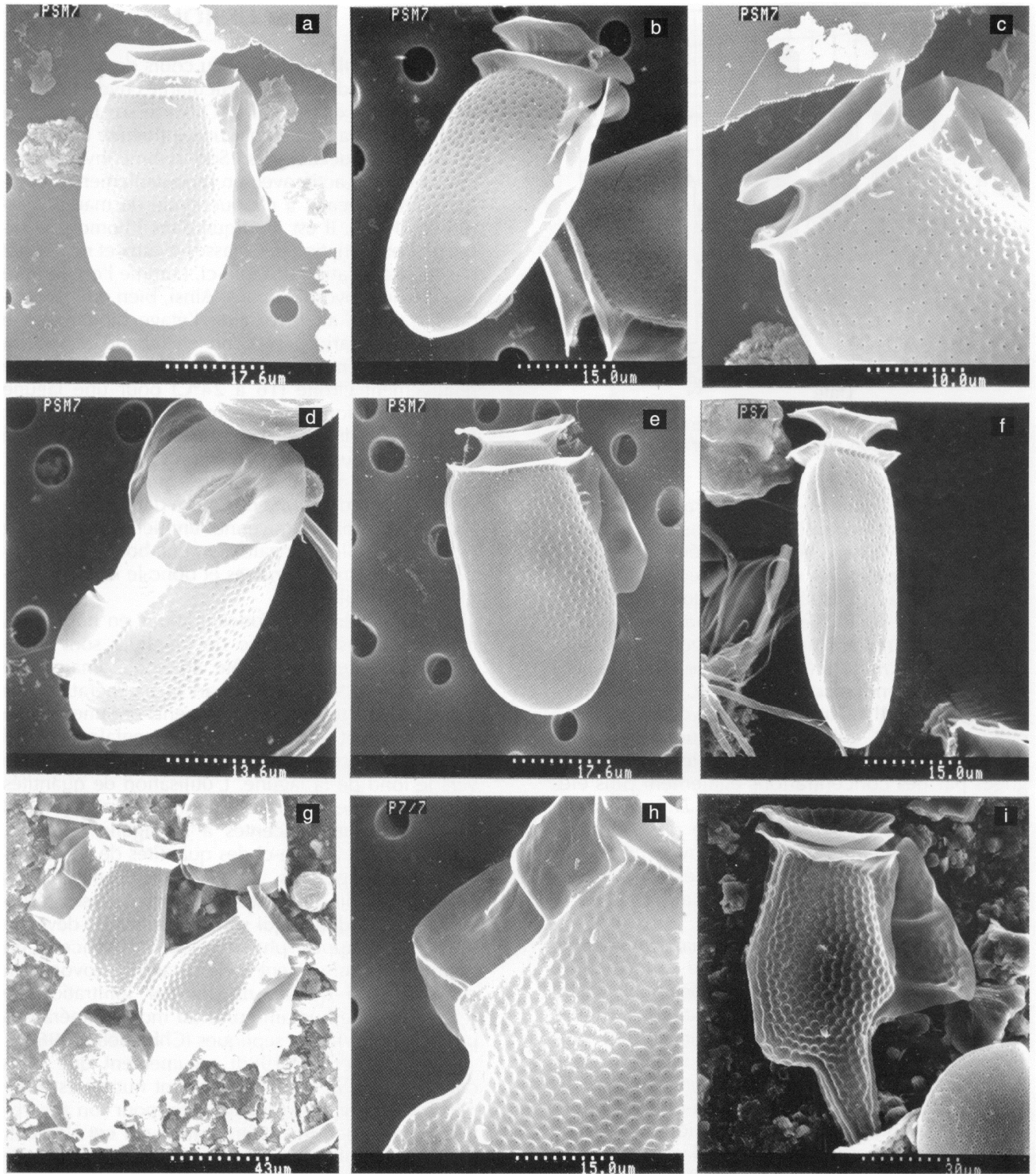


Figure 10 - (a-d) : *Dinophysis acuminata* ; (e-f) : *Dinophysis sacculus* ; (g-h) : *Dinophysis caudata* ; (i) : *D. cf caudata*, identique à la forme précédente mais ornementation des valves un peu différente. / (a-d): *Dinophysis acuminata*; (e-f): *Dinophysis sacculus*; (g-h): *Dinophysis caudata*; (i): *D. cf caudata*, similar to the previous cell but valvar ornamentation is slightly unlike.

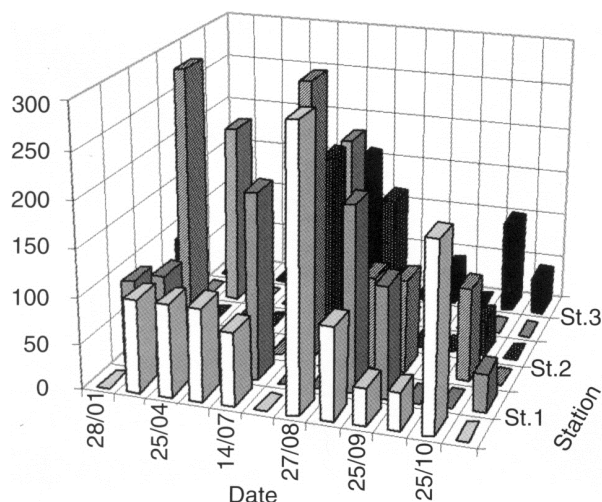


Figure 11 - Distribution et abondance de *Dinophysis acuminata*. / Distribution and abundance of *Dinophysis acuminata*

compressum (figure 9 - i) étaient rarement représentés dans nos échantillons. L'espèce benthique *Prorocentrum lima* a également été observée à plusieurs reprises mais en faibles concentrations, ainsi qu'une autre espèce benthique non identifiée (figure 9 - g-h). Les concentrations les plus élevées de *P. micans* (forme allongée), de *P. scutellum* plus *P. micans* (forme trapue) difficilement séparables au microscope optique, ont été enregistrées en juillet avec respectivement 11.10^5 cell.L⁻¹ et $7,5.10^5$ cell.L⁻¹. Notons que ces concentrations relativement élevées étaient accompagnées par des concentrations également plus élevées de *Dinophysis* en particulier *D. acuminata*. Ainsi, une corrélation significative a été trouvée entre *D. acuminata* et *P. micans* avec un coefficient de corrélation $r = 0,71$ pour les échantillons de la St.1 et $r = 0,91$ pour les échantillons de la St.2.

On remarque une présence quasi permanente du genre *Dinophysis* tout au long de l'année 1997, avec une plus grande diversité en espèces telles que, *D. acuminata* (figure 10 - a-d), *D. caudata* (figure 10 - g-i), *D. cf. rotundata* (plusieurs formes sans chloroplastes proches de *D. rotundata* : figure 7 - c-g), *D. sacculus* (figure 10 - e-f), *D. acuta*, *D. rapa*, *D. diegensis* et *D. hastata* (figure 7 - a-b) en fin juin, juillet et septembre, dans les trois stations (figure 11). Leurs concentrations varient entre la surface et le fond, mais oscillent toujours entre 40 et 300 cell.L⁻¹. Les espèces les plus fréquemment détectées sont *D. acuminata* et *D. sacculus* ; viennent ensuite par ordre décroissant, *D. rotundata* > *D. caudata* > *D. diegensis* > *D. acuta* > *D. rapa* > *D. hastata*.

Détection des toxines

Sur les 17 prélèvements d'huîtres analysées au cours de cette étude, tous les résultats des tests souris se sont révélés négatifs tant d'un point de vue des toxines DSP que des toxines PSP.

DISCUSSION

Les résultats obtenus au cours de cette étude, ont mis en évidence les particularités hydrologiques de ce complexe lagunaire. Ouverte sur l'océan, la lagune est caractérisée par une influence importante des eaux océaniques. Son rythme hydrodynamique est très actif, avec un renouvellement d'environ 72% des eaux à chaque cycle de marée (Carruesco, 1989). Il est impliqué dans l'homogénéisation et l'oxygénation des masses d'eaux et ne permet pas la stratification de celle-ci, comme l'ont montré nos données hydrologiques. Ainsi, bien que la lagune soit située au niveau de l'étage bioclimatique aride à semi-aride, avec un été chaud et sec, la gamme des températures des eaux de surface reste relativement étroite (16 à 24°C) pour une lagune aussi peu profonde. De même, la salinité des eaux reste proche de celle des eaux océaniques (salinité moyenne annuelle de 36,5 selon Orbi *et al.*, 1998), à l'exception des mois marqués par une forte pluviosité, engendrant une dessalure dans le fond de la lagune. Les teneurs moyennes annuelles en oxygène (5,2 mg.L⁻¹) reflètent également une bonne oxygénation de ces eaux lagunaires et donc le non confinement de ce milieu.

En général, les concentrations en nutriments mesurées dans la lagune de Oualidia sont supérieures à celles de la côte atlantique marocaine (Orbi *et al.*, 1998). Mis à part la régénération, les variations des teneurs en nutriments ont une origine principalement exogène et continentale, ce qui maintient un certain gradient croissant de la passe vers le fond de la lagune. L'utilisation de quantités importantes de fertilisants pour l'exploitation des terres agricoles adjacentes à la lagune (El Attar, 1998) apporte à celle-ci des quantités de sels nutritifs non négligeables. Il faut noter, comme nous l'avons déjà dit, la présence de nombreuses résurgences d'eau douce qui sont les points de déversement des nappes phréatiques. L'absence d'un réseau d'assainissement dans Oualidia provoque la contamination de ces nappes par infiltration de rejets d'origine humaine plus au moins minéralisés provenant des fosses septiques (Chbicheb, 1996). Fisher *et al.* (1988) argumentent que si la concentration *in situ* d'un élément nutritif est inférieure aux K_5 des phytoplanctons pour son absorption, ceux-ci pourraient être limités par cet élément. Dortch et Whitledge (1992), à partir d'une revue synthétique sur les K_5 du phytoplancton marin, ont déduit que des concentrations en azote minéral dissous et en phosphates ≤ 1 et $0,2 \mu\text{M}$ respectivement, provoqueraient une limitation probable de la croissance du phytoplancton. Par ailleurs, les rapports N/P des concentrations de ces éléments *in situ* peuvent également être comparés au rapport de Redfield (N/P at/at ≈ 16 pour un phytoplancton vigoureux). Il semble admis par la communauté scientifique que si N/P est ≥ 30 , le phosphore pourrait être épuisé en premier, tandis qu'un rapport ≤ 10 indi-

querait une limitation potentielle par l'azote. L'état nutritionnel des populations phytoplanctoniques de la lagune peut donc être déduit de ces deux sources d'information, concentrations des éléments et leur rapport. Les valeurs du rapport N/P en général dans la lagune se situent en dessous de 10 (35 valeurs sur 52), ce qui laisse suggérer une limitation potentielle par l'azote. Toutefois les concentrations en phosphates et azote, excepté en mai et octobre à la St.3 où des concentrations ponctuellement faibles de phosphates ont été observées, se situent toujours au-dessus des seuils de limitation. Il ne semble donc pas y avoir de limitation par les sels nutritifs dans cette lagune au cours de l'année d'étude, tout au moins en ce qui concerne l'azote et le phosphore.

Pourtant, malgré cette richesse en sels nutritifs, nous pouvons constater que le nombre de cellules algales microplanctoniques reste généralement bas. Les densités cellulaires se rapprochent de celles observées dans des eaux côtières océaniques. Ceci pourrait être relié sans doute au taux de renouvellement élevé des eaux de la lagune empêchant par des processus de dilution toute prolifération algale et/ou à la faible profondeur de la lagune autorisant un développement conséquent de la flore benthique. Cependant, notre appréciation de la biomasse végétale est certainement sous estimée car les formes nano- et pico-planctoniques n'ont pas été prises en compte.

La quasi-absence de cyanophycées, de chlorophycées ou d'euglénophycées, groupes inféodés plutôt à des eaux saumâtres ou confinées, indique également une influence prépondérante du domaine marin. Les diatomées (bien qu'en densité faible) dominent pendant l'hiver et le printemps quand les températures sont relativement basses (17 à 18°C) et le milieu enrichi en éléments nutritifs à la suite de précipitations importantes entraînant le lessivage des champs agricoles en pente, bordant la lagune. Quand la température de l'eau passe à 20°C, on assiste à un déclin des diatomées à l'exception de quelques espèces de grande taille ou en chaîne telles que *Melosira sulcata*, *Navicula* sp., *Thalassiosira* sp., *Coscinodiscus jonesianus*, *Biddulphia regia*, *Tabellaria fenestrata*, *Rhizosolenia stolterfortii*, *Nitzschia* spp., etc. La communauté phytoplanctonique est alors dominée par les dinoflagellés. L'exigence des diatomées en nutriments a été maintes fois constatée; certaines diatomées sont considérées comme des espèces à multiplication potentielle rapide (stratégies "r"), tandis que les dinoflagellés (stratégies "k") sont moins exigeants d'un point de vue nutritionnel. Smayda (1997) cependant, tempère ces différences physiologiques, rapportées pour ces deux grands groupes, faisant remarquer que les dinoflagellés formant des eaux rouges comme les *Prorocentrum* ont souvent un taux de multiplication et des K_5 élevés. Toutefois, nos résultats concordent avec les observations d'Aubert *et al.* (1985), de Marasovic *et al.* (1995) qui ont constaté que les poussées de dinoflagellés dans plusieurs baies du littoral méditerranéen et adriatique

démarrent lorsque la température passe au-dessus de 20°C environ, même si les nutriments sont en faible concentration. Par ailleurs, la dominance quasi permanente des diatomées en période où les eaux de la lagune sont fortement agitées sous l'influence des vents, peut s'expliquer par le fait que ces dernières, à la différence des dinoflagellés, sont considérablement moins sensibles à la turbulence des masses d'eaux et peuvent même être stimulées par cette agitation qui induit leur division cellulaire (Schöne, 1970 ; Thomas, Gibson, 1990 ; Berdalet, Estrada, 1993).

La lagune ne montre pas de grande variabilité des concentrations cellulaires entre la surface et le fond, ceci est probablement dû à sa faible profondeur. De même, la proximité des stations (la plus grande distance est de 4 km entre la passe et le parc ostréicole 1), favorise une certaine similitude entre les peuplements phytoplanctoniques.

La présence des dinoflagellés en général dans les eaux de la lagune augmente la richesse (poussées estivale et automnale) et la diversité spécifique de la communauté phytoplanctonique. Par contre, le développement de certains genres de dinoflagellés tels que *Prorocentrum* et *Peridiniella* la diminue sensiblement. Ceci peut être expliqué par les relations d'antagonisme et/ou d'allélopathie entre diatomées et dinoflagellés déjà rapportées par Iwasaki (1979), Beker (1986) et Smayda (1997). Ces mécanismes, quoique mal connus, permettent la dominance d'espèces dans le milieu par élimination des compétiteurs potentiels. Après le bloom de *Peridiniella*, plusieurs diatomées réapparaissent appartenant aux genres *Leptocylindrus*, *Anaulus*, *Thalassionema*, tandis que les dinoflagellés chutent progressivement. Cette chute coïncide par ailleurs avec une diminution de l'oxygène qui peut être due à une respiration intensifiée du phytoplancton qui l'emporte sur la photosynthèse ou/et à une dégradation active de la matière organique par les bactéries réductrices.

Selon Margalef (1978), dans les eaux côtières l'indice de diversité H' varie entre 1 et 2,5 bits.cell⁻¹ et entre 3,5 et 4,5 bits.cell⁻¹ dans les eaux océaniques; de ce fait nos résultats mettent bien en évidence les caractéristiques océaniques du phytoplancton de la lagune. L'influence des résurgences d'eaux douces reste négligeable ; d'ailleurs les seules cyanophycées qui ont été détectées dans la lagune étaient représentées par *Anabaena* sp., espèce à affinité dulçaquicole. La majorité des diatomées et des dinoflagellés rencontrés sont des espèces exclusivement marines mais souvent benthiques, plus concentrées en aval où les conditions hydrauliques sont très proches de celles de l'océan. Par contre, la distribution plus en amont du genre *Peridiniella*, dans une zone riche en sels nutritifs, nous laisse penser qu'il peut y avoir une certaine exigence de cette espèce vis-à-vis de ces éléments.

Le développement concomitant de *P. micans* et de *D. acuminata* (détecté également lors d'une étude parallèle que nous avons menée sur le phyto-

plancton de la lagune de Sidi Moussa) a été remarqué par plusieurs auteurs (Kat *et al.*, 1982 ; Marino *et al.*, 1985) qui trouvent que le maximum saisonnier de *P. micans* coïncide souvent avec celui d'autres dinoflagellés dont la toxicité a été prouvée (en particulier *D. acuminata*). Le coefficient de corrélation (r) que nous avons obtenu est même plus élevé que ceux trouvés dans la baie de Vilaine (0,68 et 0,55 respectivement en 1983 et 1984 ; Lassus *et al.*, 1986). L'échec du maintien de *D. acuminata* en culture afin de mieux connaître ses exigences et ses conditions optimales de croissance, rend actuellement difficile la prédiction fiable de ces blooms (Maestrini *et al.*, 1996), de ce fait et en attendant des données plus objectives, l'espèce *P. micans* pourrait être utilisée comme un indice possible de prédiction.

Parmi les dinoflagellés nuisibles rencontrés dans nos échantillons, on note le genre *Alexandrium*, dont les espèces toujours présentes en faible concentration n'ont pas engendré de toxicité. Les tests souris pour la détection des PSP ont en effet été négatifs. L'identification fine des différentes espèces rencontrées dans nos échantillons a été faite ultérieurement par microscope électronique à balayage et a confirmé la présence mais en faible densité d'*Alexandrium minutum* responsable d'intoxication de type PSP, déjà rencontrée le long des côtes marocaines (Tahri Joutei, 1995) et plus récemment en juillet - août 1998 à Agadir (au sud de Oualidia) provoquant plusieurs cas d'intoxications. Nous n'avons pas observé de cellules de *Gymnodinium catenatum*.

La présence de *P. micans* pouvait évoquer le risque d'une coloration rougeâtre des glandes digestives des huîtres, ce qui les rend impropres à la consommation mais en aucun cas toxiques (Hata *et al.*, 1982). Au cours de notre étude, aucune coloration n'a été notée lorsque les concentrations ont atteint 11.10^5 cell.L⁻¹. Il faut remarquer la quasi-absence de *Prorocentrum minimum*, espèce formant des eaux rouges dans de nombreuses lagunes méditerranéennes et dont certaines souches se sont révélées toxiques (Grzebyk *et al.*, 1997).

Le genre *Dinophysis* était représenté par plusieurs espèces dont la toxicité DSP a été précédemment confirmée comme *D. sacculus* (Sampayo *et al.*, 1990), *D. caudata*, *D. acuminata*, *D. acuta* et *D. rotundata* (Lee *et al.*, 1989). Selon ce dernier auteur, des concentrations cellulaires de ces espèces entre 100 et 1 000 cell.L⁻¹ peuvent engendrer une toxicité. Dans nos échantillons, le dosage de DSP dans les huîtres a toujours été négatif. Plusieurs explications peuvent être avancées :

- la faible concentration de ces espèces par rapport à l'abondance d'autres espèces non toxiques, ce qui réduit leur absorption par les huîtres ;
- une grande variabilité de toxicité selon l'espèce de *Dinophysis*, son origine géographique, les conditions environnementales ;
- mais aussi le fait que les huîtres n'accumulent pas aussi rapidement les espèces toxiques que d'autres mollusques comme les moules (Shumway *et al.*, 1995).

CONCLUSION

Au terme de cette étude, nous constatons que malgré l'étroitesse de la communication avec l'océan, les courants de marée influencent grandement la composition des communautés phytoplanctoniques représentées par des espèces typiquement marines. Les indices de diversité élevés sont de même plus conformes à ceux trouvés en milieu océanique qu'en milieu lagunaire. L'hydrologie de cette côte atlantique marocaine est caractérisée par l'existence d'upwellings saisonniers côtiers, induits par les alizés qui sont actifs surtout en été. Or les *Dinophysis* spp., bien qu'observés toute l'année, sont précisément en plus grande densité pendant cette période. Cette situation présente beaucoup d'analogie avec ce qui se passe le long de la péninsule ibérique, qui peut être considérée d'ailleurs, comme une extension du système d'upwelling nord-ouest africain (Wooster *et al.*, 1976). Certaines recherches initiées afin d'élucider les facteurs déclenchant le développement de ces algues toxiques dans les rias de Galice, ont mis en évidence une advection à la côte de populations du large (Fraga, 1996 ; Gomez Fermin *et al.*, 1996). L'absence totale de données sur le phytoplancton des eaux océaniques marocaines ne permet pas de confirmer une telle hypothèse. Il s'avère que si on veut améliorer la prédiction des événements toxiques le long des côtes marocaines, il faudra également focaliser les efforts de recherche future sur la dynamique des populations du plateau continental.

Les indices de similitude élevés observés entre les trois stations traduisent une homogénéité spatiale et verticale des masses d'eau, liée à l'hydrodynamisme créé par les courants de marée. Il en ressort que pour la surveillance et le suivi à long terme des populations phytoplanctoniques, il sera possible dans l'avenir de réduire le nombre de prélèvements par sortie dans la lagune (une seule profondeur par exemple), afin d'augmenter la fréquence des sorties, notamment pendant la période estivale et automnale.

Nous avons observé que les densités cellulaires algales atteintes dans la lagune sont, contre toute attente, relativement basses en regard des éléments nutritifs. Des hypothèses ont été avancées (taux de renouvellement des eaux lagunaires ; prédominance du compartiment algal benthique), mais surtout la non prise en compte des compartiments nano et pico-planctoniques. Or, on sait que ces compartiments dans les lagunes peuvent représenter une biomasse non négligeable (jusqu'à 30% de la chlorophylle a dans l'étang de Thau, par exemple, Vaquer *et al.*, 1996). De plus, parmi ces communautés picoplanctoniques autotrophes, certaines espèces sont susceptibles de former des eaux brunes (*Aureococcus anophagefferens*) ou vertes (*Nannochloropsis*). Il faudra donc, si l'on veut évaluer la capacité trophique de ce milieu, inclure dans le programme de surveillance des analyses pigmentaires sur des fractions de classes de taille différentes.

La présence d'espèces toxiques appartenant à différents genres comme *Alexandrium*, *Dinophysis*, *Prorocentrum*, n'a pas engendré en 1997 de toxicité chez les huîtres. Cependant, leur présence, même en faible densité, nécessite une surveillance étroite du milieu, ainsi que des mesures de taux de toxines chez divers organismes ayant un intérêt économique, notamment huîtres mais aussi moules et palourdes récoltées dans la lagune.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le Dr Laila Tahiri pour son assistance et ses précieux conseils lors de la détermination d'espèces en microscopie optique inversée, Mme Chantal Bezac pour son aide dans l'élaboration des photos prises au microscope électronique à balayage. Nous remercions également tous les membres du personnel de l'INRH, du centre de Casablanca et de la station de Oualidia, qui ont pu contribuer à la réalisation de ce travail.

BIBLIOGRAPHIE

- Aminot A., M. Chaussepied, 1983 - Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre national pour l'exploitation des océans, CNEXO, Paris, 395 pp.
- Association of official analytical chemists, 1980 - Paralytic shellfish poison biological method. In: *Official methods of analysis*, 13. A.O.A.C, Washington DC, USA, pp : 98-99.
- Aubert M., P. Revillon, J. Aubert, 1985 - Sels organiques, eutrophie et dystrophie en milieu marin. *Revue int. Océanogr. méd.*, **77-78** : 3-45.
- Bates S.S., D.L. Garrison, R.A. Horner, 1998 - Bloom dynamics and physiology of domoic-acid-producing *Pseudonitzschia* species. In: *Physiological ecology of harmful algal blooms*. D.M. Anderson, A.D. Cembella, G.M. Hallegraeff (eds), NATO ASI Ser., **G 41**, Springer Verlag, Berlin, pp : 267-292.
- Beker B., 1986 - *Communautés en milieu côtier à salinité variable. (Etang de Berre, golfe de Fos)*. Thèse, Univ. Aix-Marseille II, 112 pp.
- Berdalet E., M. Estrada, 1993 - Effects of turbulence on several dinoflagellate species. In: *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. T.J. Smayda, Y. Shimizu, (eds), Elsevier, Amsterdam, Netherlands, pp : 737-740.
- Carruesco C.H., 1989 - *Genèse et évolution à l'holocène de trois lagunes de la façade atlantique, Moulay Bousselham, Oualidia et Arcachon (France)*. Thèse doctorat d'état ès science, Univ. de Bordeaux, 485 pp.
- Chbicheb A., 1996 - *Organisation biogéologique d'un bassin paralytique : la lagune d'Oualidia (côte atlantique marocaine)*. Thèse de doctorat, Univ. Nantes, 167 pp.
- Dortch Q., T.E. Withledge, 1992 - Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi river plume and nearby regions? *Continental Shelf Res.*, **12** : 1293-1309.
- El Attar J., 1998 - *Contribution à l'étude de l'origine de la pollution fécale dans la lagune de Oualidia et étude de la contamination bactériologique de l'huître *Grassostrea gigas* en conditions naturelles et expérimentales*. Thèse de 3^e cycle, Fac. Sci. El Jadida, 130 pp.
- Essaid El Feydi A., 1977 - *L'intoxication paralytique par les fruits de mer*. Thèse, Fac. Méd et Phar., Rabat, 106 pp.
- Fisher T.R., L.W. Harding, D.W. Stanley, L.G. Ward, 1988 - Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **27** : 61-93.
- Fraga S., 1996 - Wintering of *Gymnodinium catenatum* Graham (Dinophyceae) in Iberian waters. In : *Harmful and toxic algal blooms*. T. Yasumoto, Y. Oshima, Y. Fukuyo (eds), Proc. of a symposium, 12-16 July 1995, at Sendai, Japan, IOC, Paris, pp : 211-214.
- Gomez Fermin E., F.G. Figueiras, B. Arbones, M.L. Villarino, 1996 - Short-time scale development of a *Gymnodinium catenatum* population in the Ria de Vigo (NW Spain). *J. Phycol.* **32** : 212-221.
- Grzechyk D., A. Denardou, B. Berland, Y.F. Pouchus, 1997 - Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. *J. Plankt. Res.*, **19** : 1111-1124.
- Grzechyk D., Y. Sako, B. Berland, 1998 - Phylogenetic analysis of nine species of *Prorocentrum* (Dinophyceae) inferred from 18 S ribosomal DNA sequences, morphological comparisons and description of *Prorocentrum panamensis*, sp. nov. *J. Phycol.*, **34** : 1055-1068.
- Hallegraeff G.M., 1995 - Harmful algal blooms: a global overview. In: *Manual on harmful marine microalgae*, G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson, A.D. Cembella, H.O. Enevoldsen (eds), IOC manuals and guides **33**, UNESCO, Paris, France, pp : 1-22.
- Hata M., S. Abe, M. Hata, 1982 - Occurrence of peridinin-chlorophyll a protein complex in the red tide dinoflagellate *Prorocentrum micans*. *Bull. japan. Soc. scient. Fish.*, **48** : 459-461.
- Iwaski H., 1979 - Physiological ecology of red tide flagellates. In: *Biochem. Physiol. Protozoa*, 2nd ed., M. Levandowski, S.H. Hunter (eds.), pp : 357-393.
- Kat M., J. Speur, P.E. Otte, 1982 - Diarrhetic mussel poisoning in the Netherlands related to the occurrence of *Dinophysis acuminata*, September-October 1981. Copenhagen Denmark ICES, 1982, 24 pp.
- Lassus P., P. Maggi, I. Truquet, P. Truquet, M. Bardouil, M. Larazabal, 1986 - Distribution of *Dinophysis acuminata* and associated species, in Vilaine Bay, during summer 1985. Copenhagen Denmark ICES, 1986, 18 pp.
- Lee J.S., T. Igarashi, S. Fraga, E. Dahl, P. Hovgaard, T. Yasumoto, 1989 - Determination of diarrhetic shellfish toxins in various dinoflagellate species. *J. appl. Phycol.*, **1** : 147-152.
- Maestrini S., B. Berland, C. Dalet, P. Lassus, 1996- *Dinophysis* spp. In : *Efflorescences toxiques des eaux côtières françaises : Ecologie, écophysologie, toxicologie*. B. Berland, P. Lassus (eds), Repères Océans IFREMER, Plouzané, France, pp : 17-41.
- Marasovic I., Z. Nincevic, N. Odzak, 1995 - The effect of temperature on blooms of *Lingulodinium polyedra* and *Alexandrium minutum* in Kastela bay. In: *Harmful marine algal blooms*. P. Lassus, G. Arzul, E. Erard-Le Denn, P. Gentien, C. Marcaillou - Le Baut (eds), Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, France, pp : 187-192.

- Margalef R., 1978 - Succession écologique, diversité spécifique et production primaire dans un lac oligo- trophe d'Auvergne (France). *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, **19** : 1165-1171.
- Marino J., M.J. Campos, M.T. Nunes, M.L. Iglesias, 1985 - Variacion estacional de los factores ambientales y del fitoplancton en la zona de Lorbé (Ria de Ares y Betanzos) en 1978. *Boln Inst. esp. Oceanogr.*, **2** (1) : 88-99.
- Orbi A., J. Lakhdar, N. Rharbi, 1995 - *Étude de l'écosystème de la lagune de Oualidia*. Trav. Doc., **82**, INRH, 70 pp.
- Orbi A., S. Zizah, A. Makahoui, J. Larissi, K. Hilmi, 1998 - *Principales caractéristiques des paramètres océanographiques de la côte atlantique marocaine de 1994 à 1998*. Trav. Doc., **90**, INRH, 120 pp.
- Sampayo de M. M.A., P. Alvito, S. Franca, I. Sousa, 1990 - Dinophysis spp. toxicity and relation to accompanying species. In: *Toxic marine phytoplankton*, E. Granéli, B. Sundstroem, L. Eider, D.M. Anderson (eds), Elsevier, New York, pp : 215-220.
- Schöne H., 1970 - Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung des Seegangs für das Plankton mit besonderer Berücksichtigung mariner Kieselalgen. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **55** : 595-583.
- Shumway S.E., H.P. van Egmond, J.W. Hurst, L.L. Bean, 1995 - Management of shellfish resources. in: *Manual on harmful marine microalgae*, G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson, A.D. Cembella, H.O. Enevoldsen (eds), IOC manuals and guides **33**, UNESCO, Paris, France, pp : 433-459.
- Smayda T.J., 1997 - Harmful algal blooms: Their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, **42** (5): 1137-1153.
- Sommer H., K.F. Meyer, 1937 - Paralytic shellfish poisoning. *Arch. Pathol.*, **24** : 560-598
- Sommer H., W.H. Whedon, C.A. Kofoid, R. Stohler, 1937 - Relation of paralytic shellfish poison to plankton organisms of the genus *Gonyaulax*. *Arch. Pathol.*, **24** : 537-559.
- Sournia A., 1978 - Phytoplankton manual. Monographs on oceanographic methodology, **6**, UNESCO, 337 pp.
- Tahri Joutei L., 1995 - *Etude de la surveillance du phytoplancton toxique sur la Méditerranée marocaine dans la région de Tetouan (Restinga - Kaa- Sras)*. Mémoire de 3^e cycle agronomie. Univ. Hassan II, Rabat.
- Tahri Joutei L., 1998 - *Gymnodinium catenatum* blooms in Moroccan waters. In : *Harmful algae*. B. Reguera, J. Blanco, M.L. Fernandez, T. Wyatt (eds), Xunta de Galicia and IOC Unesco, pp : 66-67.
- Taleb H., L. Tahri, A. Benhra, 1995 - *Etude de la contamination des coquillages enregistrée par les efflorescences phytoplanctoniques le long des côtes marocaines de l'Atlantique nord en novembre 1994*, Trav. Doc., INRH 85.
- Taleb H., H. Idrissi, M. Baghen, 1998 - Seasonality of PSP toxicity in shellfish from the atlantic and mediterranean coasts of Morocco. In : *Harmful algae*. B. Reguera, J. Blanco, M.L. Fernandez, T. Wyatt (eds), Xunta de Galicia and IOC Unesco, pp : 68-69.
- Taylor F.J.R., Y. Fukuyo, 1998 - The neurotoxicogenic dinoflagellate genus *Alexandrium* Halim: general introduction. In: *Physiological ecology of harmful algal blooms*. D.M. Anderson, A.D. Cembella, G.M. Hallegraeff (eds), NATO ASI Series, **G 41**, Springer Verlag Berlin, pp : 3-11.
- Thomas W.H., C.H. Gibson, 1990 - Quantified small-scale turbulence inhibits a red tide dinoflagellate *Gonyaulax polyedra* Stein. *Deep-Sea Res.*, **37** : 1583-1593.
- Uthermöl H., 1958 - Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Comm. Ass. int. Limnol. théor. appl.*, **9** : 1-38.
- Vaquer A., M. Troussellier, C. Courties, B. Bibent, 1996- Standing stock and dynamics of picoplankton in the Thau Lagoon (northwest Mediterranean coast). *Limnol. Oceanogr.*, **41** : 1821-1828.
- Wooster W.S., A. Bakun, D.R. McLain, 1976 - The seasonal upwelling cycle along the eastern boundary of the North Atlantic. *J. mar. Res.*, **34** : 131-141.
- Yasumoto T., Y. Oshima, M. Yamaguchi, 1978 - Occurrence of a new type of shellfish poisoning in the Tohoku district. *Bull. japan. Soc. scient. Fish.*, **44** : 1249-1255.
- Yasumoto T., Y. Oshima, W. Sugawara, Y. Fukuyo, H. Oguri, T. Igarashi, N. Fujita, 1980 - Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of diarrhetic shellfish poisoning. *Bull. japan. Soc. scient. Fish.*, **46** : 1405-1411.
- Yasumoto T., M. Murata, Y. Oshima, G.K. Matsumoto, J. Clardy, 1984 - Diarrhetic shellfish poisoning. In : *Seafood toxins*. E.P. Ragelis (ed.), Proc. of a symposium, 28 august-2 september 1983, at Washington DC, American Chemical Society, Washington DC, USA, pp : 207-214.

Reçu en juin 1999 ; accepté en novembre 1999.
Received June 1999; accepted November 1999.