

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
REPUBLICHE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE  
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل  
ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE DES SCIENCES DE LA MER ET DE  
L'AMÉNAGEMENT DU LITTORAL



**Thèse de doctorat de 3<sup>ème</sup> cycle LMD**

Soumise en vue de l'obtention du grade de docteur en environnement marin et littoral

Option : Océanographie spatiale et observation de la mer

**Thème :**

**Évaluation de la couleur et de la qualité biologique des eaux marines de la côte algéroise à partir de l'imagerie satellite et modélisation du phytoplancton marin**

**Préparé par : BOUFENIZA Redouane Larbi**

**Soutenue publiquement devant le jury le : 30/05/2021**

BELKESSA Rabah	Professeur	ENSSMAL	Président
ABDELGHANI Fouad. M.	Professeur	Univ. Senia, Oran	Examineur
HAMDI Boualem	Professeur	ENSSMAL	Examineur
GRIMES Samir	Professeur	ENSSMAL	Examineur
KHATIB Naima	MCA	USTHB	Examinatrice
HOUMA Fouzia	Professeur	ENSSMAL	Directrice de thèse
ALSAHLI Mohammad. M.	A-Professeur	Univ. Koweït	Co-directeur de thèse
BACHARI Nour El Islam	Professeur	USTHB	Invité

## Résumé

La surveillance de la qualité de l'eau de mer à l'aide des données de télédétection est l'une des méthodes les plus efficaces pour évaluer les changements dans les écosystèmes côtiers à court et à long terme. Cette étude vise à évaluer la qualité de l'eau de mer de la côte Algéroise en Algérie, en évaluant certaines propriétés hydro-biologiques, telles que : la transparence de l'eau de mer (profondeur du disque de Secchi), le phytoplancton (les diatomées et les dinoflagellés), les particules en suspension et la température de surface de l'eau de mer, en combinant les mesures sur terrain et les images satellitaires Landsat. Nous avons développé des modèles empiriques pour évaluer ces paramètres en comparant les mesures sur terrain avec différentes bandes spectrales et des produits des bandes spectrales dérivés de la réflectance de la surface de la mer extraite des images Landsat. Les résultats de la modélisation du phytoplancton (diatomées et dinoflagellés) dans la baie d'Alger ont montré que le nombre des diatomées était inférieur au nombre des dinoflagellés, ces deux catégories d'algues ont présenté un comportement spectral différent. Il ressort clairement que la baie d'Alger peut être un environnement idéal et favorable à la prolifération du phytoplancton, qui se déplace par hydrodynamisme local vers la partie Sud-Est de la baie pour enfin atteindre le rivage, cela peut affecter l'écosystème de la région ou indirectement la santé humaine.

Nous avons appliqué la même méthodologie pour l'étude des matières en suspension et la transparence de l'eau de mer. Les résultats ont montré que le ratio de la bande aérosol côtière et celui du vert (bande 1 / bande 3) présente une relation significative pour l'étude de la transparence de l'eau, tandis que le ratio (bande 2 / bande 3) pour l'étude des matières en suspension. L'étude a également montré que la baie d'Alger peut être divisée géographiquement en fonction du mouvement de l'eau et de la distribution spatiale des paramètres hydro-biologiques en deux parties principales (Nord-Ouest et Sud-Est).

Nous avons testé l'applicabilité des modèles obtenus (la transparence et les matières en suspensions) sur la baie du Koweït, vue qu'elle présente des caractéristiques hydro-biologiques et optiques différentes de celles de la côte algéroise, afin de connaître la possibilité de transférer et d'appliquer nos modèles à différentes échelles spatiotemporelles. Les résultats ont montré que seuls les modèles extraits de la Zone I ont donné une relation significative pour la prévision de la transparence et des matières en suspension.

Dans la baie de Bou-Ismaïl, nous nous sommes concentrés sur la modélisation de la température de surface de la mer sur une période de 32 ans (1984 à 2016), en utilisant les gammes thermiques de la série des satellites Landsat. Les résultats ont montré que deux modèles peuvent

prédire la variation saisonnière et annuelle de la température de l'eau afin de surveiller la température de surface de la mer dans le futur.

D'autre part, nous avons développé un nouveau programme informatique : "MariseSoft" qui gère de manière semi-automatique une base de données relative aux mesures sur terrain et à l'analyse du phytoplancton marin, dans le but de créer un environnement permettant la gestion, la structuration et la collecte des données selon une méthodologie numérique et évolutive.

Les résultats de notre étude constituent un pilier important dans l'élaboration des plans environnementaux pour la région, qui aideront la communauté scientifique à mieux comprendre la dynamique de l'écosystème marin et contribueront à la préservation de l'environnement.

**Mots clés** : Télédétection, SIG, modélisation, Landsat, qualité de l'eau, Ecosystème marin, Côte Algéroise, MarisESoft.

## المخلص

تعد مراقبة جودة مياه البحر باستخدام بيانات الاستشعار عن بعد من أنجع الوسائل من حيث التكلفة وشمولية التقدير في دراسة تغيرات النظم البيئية الساحلية خلال أزمنة قصيرة وطويلة المدى.

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم جودة المياه وصحة النظم البيئية البحرية في ساحل الجزائر العاصمة من خلال تقييم بعض الخصائص الهيدرولوجية على غرار؛ شفافية المياه من خلال القياس الكمي لعمق قرص سيكي (Secchi)، العوالق النباتية (أنواع الدياتوم والدينوفلاجيلات)، الجسيمات العالقة ودرجة حرارة مياه البحر السطحية، باستخدام القياسات الحقلية وصور القمر الصناعي لاندسات. قمنا بتطوير نماذج تجريبية لتقييم هذه المعلمات من خلال مقارنة القياسات الحقلية مع مختلف النطاقات الطيفية ومنتجات نسب النطاقات المستمدة من الانعكاس السطحي لمريثات لاندسات 8 أولي لخليج الجزائر العاصمة. أظهرت نتائج نمذجة العوالق النباتية في خليج الجزائر تبايناً كبيراً بين المحطات القريبة من الشاطئ والمحطات البعيدة. كان عدد الدياتوم أقل من عدد الدينوفلاجيلات، وقد أوضحت هتان الفتتان من العوالق النباتية سلوكاً طيفياً مختلفاً. توضح من خلال النتائج أن خليج الجزائر قد يشكل بيئة مثالية ومحفزة لظاهرة إزهار العوالق النباتية التي تنتقل بعدها وفقاً للتيارات المحلية إلى المنطقة الجنوبية الشرقية من الخليج لتصل إلى الشاطئ مما قد يؤثر على النظام البيئي للمنطقة أو مباشرة على صحة الإنسان.

طبقت نفس المنهجية لدراسة المواد العالقة وشفافية المياه، أظهرت النتائج علاقة معتبرة في نطاقات الهباء الساحلي والنطاقات الخضراء (النطاق الأول / النطاق الثالث) بالنسبة لشفافية المياه وفي النطاقات الزرقاء والخضراء (النطاق الثاني / النطاق الثالث) بالنسبة للمواد العالقة. كما أوضحت الدراسة أن خليج الجزائر يمكن تقسيمه جغرافياً حسب حركة المياه والتوزيع المكاني للبارامترات الفيزيائية والكيميائية إلى جزأين رئيسيين (الشمال الغربي والجنوب الشرقي)

اختبرنا قابلية تطبيق النماذج المحصلة في خليج الجزائر على خليج الكويت كون المنطقة ذات خصائص هيدرولوجية وبصرية مختلفة وذلك بهدف معرفة إمكانية نقل وتطبيق النماذج في امكنة وازمة مختلفة عن منطقة الدراسة الاصلية، وقد أظهرت النتائج أنه فقط النماذج المستخرجة من القسم الاول أعطت علاقة معتبرة للتنبؤ بالمواد العالقة ونسبة شفافية المياه

اما في خليج بواسماعيل، ركزنا الدراسة على نمذجة درجة حرارة سطح البحر على مدار 32 سنة (من 1984 إلى 2016) باستخدام النطاقات الحرارية لسلسلة الأقمار الصناعية لاندسات. أظهرت النتائج أن نموذجين يمكنهما وصف التباين المكاني والزمني فصليا وسنوياً بسلوك طويل المدى من أجل مراقبة درجة حرارة سطح البحر في المستقبل.

من ناحية أخرى، قمنا بتطوير برنامج رقمي جديد على الكمبيوتر: "برنامج نظام المعلومات البحري للبيئة" *MariseSoft* الذي يدير قاعدة بيانات متعلقة بالقياسات الحقلية وتحليل العوالق النباتية البحرية بطريقة شبه آلية، بهدف خلق بيئة تسمح بإدارة، هيكلية وجمع البيانات وفقاً لمنهجية رقمية وقابلة للتطوير. تعتبر نتائج الدراسة ركيزة مهمة في وضع خطط بيئية وحضرية للمنطقة والتي ستساعد المجتمع العلمي على اكتساب فهم أفضل لديناميكيات النظام البيئي البحري وبالتالي المساهمة في الحفاظ على هذه البيئة القيمة.

**الكلمات المفتاحية:** الإستشعار عن بعد، نظم المعلومات الجغرافية، النمذجة، لاندسات، جودة المياه، النظام البيئي البحري،

*MariseSoft*

## Abstract

Monitoring seawater quality using remotely sensed data is a cost-effective and comprehensive means for detecting short and long-term changes in coastal and marine ecosystems. Our study aims to assess water quality and the health of aquatic ecosystems in Algiers Coast by the quantification of Secchi disk depth (SDD), phytoplankton (diatoms and dinoflagellates species) and suspended particles matters (MES), using in-situ measurements and Landsat images. We developed empirical models to assess these parameters by comparing in-situ measurements with various spectral bands and band ratioing products derived from Landsat-8 OLI images of Algiers bay. The results of phytoplankton modeling in Algiers bay, showed a wide variation between coastal and offshore stations. The number of diatoms was less than that of dinoflagellates, these two algae communities illustrated different spectral behavior. In addition, we learned that the Southeastern area of the bay can be influenced by harmful algae blooms developed on offshore because of hydrodynamic forces that push these blooms toward this area.

We applied the same methodology to studying suspended particulate matter and seawater transparency. The results demonstrated that the ratio of the coastal aerosol band and the green band (i.e., band 1 / band 3) shows a significant relationship to assess water transparency, while the ratio (i.e., band 2 / band 3) is significantly correlated to assess suspended matter. The study also showed that Algiers Bay can be divided geographically according to water movement and the spatial distribution of physico-chemical parameters into two main parts (North-West and South-East).

We tested the applicability of the obtained models (transparency and suspended matter) on the Kuwait Bay, considering that it presents different hydro-biological and optical characteristics from those of the Algerian coast, in order to know the possibility of transferring and applying our models at different spatiotemporal scales. The results showed that only the models extracted from Zone I gave a significant relationship for predicting transparency and suspended matter.

In Bou-Ismaïl Bay, we focused on modelling sea surface temperature over a 32-year period (1984 to 2016), using the thermal bands of Landsat satellite series. The results showed that two models can predict seasonal and annual variations in water temperature in order to monitor sea surface temperature in the future.

Moreover, we have developed a new computer software: "*MariseSoft*" which can manage in a semi-automatic process the database of field measurements and analysis of marine

phytoplankton, in order to create an efficient environment to manage structure and collect data according to a numerical and progressive methodology.

The results of this research constitute an important foundation for the development of environmental plans in the region, which will help the scientific community to better understand the dynamics of the marine ecosystem and contribute to the preservation of the environment.

**Keywords:** Remote sensing, GIS, modeling, Landsat, Water quality, aquatic ecosystem, Algiers coast, *MariseSoft*.

# Dédicace

*Avec l'aide de Dieu tout puissant, j'ai pu réaliser ce travail que  
je dédie :*

*A mes **parents** pour l'éducation qu'ils m'ont donné et leurs  
encouragements.*

*A mon **épouse** pour sa patience et sa rigueur scientifique. Je la  
remercie pour son soutien tout le long de ma carrière.*

*A mes filles **Dania** et **Ala***

*A mes sœurs **Amel** et **Amira** et mes frères **Hamza** et  
**Ahmed** qui ont toujours été à mon côté.*

*A mon beau père **Halim**, mon oncle **Krimou** et à toute ma  
famille, mon ami, **Ali** et **Mme Maarouf***

## Remerciements

Tout d'abord, j'exprime ma très grande appréciation à ma directrice de thèse : Pr. HOUMA BACHARI Fouzia de l'école nationale supérieure des sciences de la mer et de l'aménagement du littoral (ENSSMAL). Elle m'a initié à ce sujet de recherche "télédétection de la qualité de l'eau" et elle m'a énormément aidé par ces précieux conseils et idées, également par sa disponibilité et son service pour atteindre les objectifs de recherche. Je suis extrêmement reconnaissant pour son soutien continu.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon co-encadreur : Dr. ALSAHLI Mohammed. M., maître de conférences en télédétection et SIG à l'Université du Koweït. J'admire ses efforts incroyables pour maintenir la thèse sur les rails ainsi que ses compétences multi-tâches remarquables, je le remercie notamment pour son co-supervision malgré son emploi du temps chargé. J'ai surmonté de nombreuses difficultés avec son aide et ses encouragements.

Mon remerciement ne peut pas être rédigé sans remercier la personne qui m'a toujours orienté et m'a encouragé durant ces années depuis le début, Pr. BACHARI Nour El Islam de l'Université des Sciences et Technologies Houari Boumediene pour ces précieux conseils, son orientation, son soutien et son aide lors de l'analyse statistique ainsi que pour son précieux temps.

J'adresse mes remerciements particuliers à Pr : BELKESSA Rabah, de l'Ecole nationale supérieure des sciences de la mer et de l'aménagement du littoral (ENSSMAL), qui m'a fait l'honneur de me confier la présidence de ce jury. J'admire vraiment son professionnalisme et son dévouement à son travail.

Je tiens à exprimer ma grande gratitude aux examinateurs de ma thèse : Pr. ABDELGHANI Fouad Mohamed de l'Université Senia-Oran, Pr. HAMDI Boualem et Pr. GRIMES Samir de l'ENSSMAL et Dr. KHATIB Naima, maître de conférence-A à l'USTHB pour m'avoir fait l'honneur d'examiner ce travail. Je suis reconnaissant pour leurs temps précieux et leurs patiences.

Je suis très reconnaissant à Mme BENM'BAREK Ghania pour son aide précieux en cinq ans, elle m'a appris beaucoup de concepts pour résoudre de nombreux problèmes et questions. Je n'oublierai jamais les jours de discussions intéressantes et les jours de travail en commun.

Je veux également remercier Dr. AMAROUCHE Khalid pour son aide lors des campagnes d'échantillonnage. Je remercie également tout le personnel du laboratoire d'océanographie spatiale pour avoir soutenu mon expérimentation au Koweït, m'avoir donné l'opportunité d'étudier et de faire des recherches dans un bon environnement.

J'exprime également ma gratitude aux dirigeants de l'Autorité générale pour l'agriculture et la pêche du Kuwait ainsi qu'à l'équipe du navire M. Sager m. ALJAMAZ, M. Abdullah. N. ALTAYAR, et M. Khalifa ALNADJME, Mohammad ALMATIMI, M. Husain Ali DASHI et Hassan Ali DASHI, ainsi que son chef de département des opérations de centre M. Mohammad GHALEB, son directeur Marzoug ALAZMI qui, sans eux, ce travail n'aurait jamais pu être réalisé. Aussi, l'équipe du laboratoire de l'unité nationale de recherche et des services environnementaux du projet NUERS SURL 01/13 de l'université de Khaldia, au Koweït.

Au final, Dans un esprit de joie, je suis reconnaissant et j'apprécie tous les membres de la faculté du département de géographie, dirigé par le Dr Waleed Abdullah AL-MANIS. Je remercie également le professeur. Abdullah Yusuf AL-GHUNAIM pour son bon cœur et ses précieux conseils. En outre, je remercie ceux qui m'ont aidé à arriver là où je suis aujourd'hui.

## Liste des abréviations

**AVHRR:** Advanced Very-High-Resolution Radiometer.

**BD:** Base de Données.

**CDOM:** Colored Dissolved Organic Matter.

**CN :** Compte Numérique.

**DCO:** Demande Chimique en Oxygène.

**DOS:** Dark Object Subtraction.

**EM:** Electromagnétique.

**EOSAT:** Earth Observing Satellite.

**ERTS:** Earth Resources Technology Satellite.

**ETM<sup>+</sup>:** Enhanced Thematic Mapper Plus.

**GOCI:** Geostationary Ocean Color Imager.

**GPS:** Global Positioning System.

**IDE:** Integrated Development Environment.

**MAPD:** Mean Absolute Percent Difference.

**MariseSoft:** Marine information system for Environment Software.

**MCD:** Model Conceptuel des données..

**MERISE :** Méthode d'Etude et de Réalisation Informatique pour les Systèmes d'Entreprise.

**MES:** Matières En Suspension

**MLD :** Model Logique de Données

**MODIS:** Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer.

**MPD :** Model Physique de Données.

**MSS:** Multispectral Scanner System.

**MSR:** Multispectral Radiometers.

**NIR:** Near Infrared.

**OC:** Ocean Color.

**ODF:** Open Document Format.

**OPIC:** Overseas Private Investment Corporation

**OLI:** Operational Land Imager.

**PAN:** Panchromatique.

**PAR:** Phtosynthetically Active Radiation.

**PDS:** Profondeur du Disque de Secchi.  
**POA:** Propriétés Optiques Apparentes.  
**POI:** Propriétés Optiques Inhérentes.  
**QGIS:** Quantum GIS.  
**RAD :** Rapide développement  
**RMSE:** Root Mean Squared Error.  
**SCP :** Semi Automatic Classification Plugin.  
**SIG :** Système d'information géographique.  
**SeaWiFS:** Sea-viewing Wide Field-of-View Sensor.  
**SGBD :** Système de Gestion de Base de Données.  
**SGBDR :** Système de Gestion de Base de Données relationnelles.  
**SGPCIM:** Standard Guide for Phytoplankton Counting by Inverse Microscopy.  
**SNR:** Signal-to-Noise Ratio  
**SWIR:** Shortwave Infrared.  
**TM:** Thematic Mapper.  
**TIRS:** Thermal Infrared Sensor.  
**TS :** Température de Surface.  
**TSM:** Température de Surface de la Mer  
**UNEP:** United Nation Environment Programme.  
**UTM:** Universal Transverse Mercator.  
**VIS:** Visible.  
**WGS:** World Geodetic System.  
**WORMS:** World Register of Marine Species.

## **Liste des acronymes**

**CNPM :** Comité National de la Pêche Maritimes.  
**DTP :** Direction des Travaux Publics  
**INCT:** l'Institut National de Cartographie et de Télédétection.  
**LEM:** Laboratoire d'Etude Maritime.  
**NASA:** National Aeronautics and Space Administration.  
**ONM:** Office National de Météorologie.  
**USA:** United States of America.  
**USGS:** United States Geological Survey.

## Liste des figures

<b>Figure 1.</b> Comparaison de la longueur d'onde, la fréquence et l'énergie du spectre électromagnétique ( <a href="https://science.nasa.gov/ems/01_intro">https://science.nasa.gov/ems/01_intro</a> ).....	6
<b>Figure 2.</b> La gamme par taille des différents constituants présents dans l'eau de mer de 0,1 nm à 1 cm (Stramski et al., 2004). .....	7
<b>Figure 3.</b> Diagramme du rayonnement solaire dans la colonne d'eau (Bachari, 1999). .....	11
<b>Figure 4.</b> Les spectres d'absorption des différentes catégories du phytoplancton (Antoine, 1998; Bricaud et al., 1983, 1988; Bricaud & Morel, 1986a; André Morel & Gentili, 1993). .....	13
<b>Figure 5.</b> Chronologie et historique de la mission Landsat (USGS, 2018) adoptée par (Ridwan et al., 2018). .....	20
<b>Figure 6.</b> Disque de Secchi ( <a href="http://www.iopan.gda.pl/rbdo/mekodb/litus/manual.htm">http://www.iopan.gda.pl/rbdo/mekodb/litus/manual.htm</a> )....	31
<b>Figure 7.</b> Noctiluca scintillans.....	39
<b>Figure 8.</b> Situation géographique de la cote algéroise.....	44
<b>Figure 9.</b> Situation géographique de la baie d'Alger. ....	45
<b>Figure 10.</b> Plan d'aménagement de l'embouchure de l'oued (DRE-WA, 2012) .....	48
<b>Figure 11.</b> Station de dessalement d'El Hamma (Mooij, 2007).....	50
<b>Figure 12.</b> Plan de masse du parc Sablette (Source : plan de masse fourni par l'entreprise de réalisation MEDITRAM ) traité par (Nouri et al., 2019). .....	51
<b>Figure 13.</b> Schéma probable de la dynamique sédimentaire de la baie d'Alger (LEM, 1998). .....	53
<b>Figure 14.</b> Situation géographique de la baie de Bou-Ismaïl et les stations des prélèvements.....	55
<b>Figure 15.</b> Situation géographique du Koweït (Alsahli, 2009). .....	58
<b>Figure 16.</b> Organigramme de la méthodologie adoptée. ....	62
<b>Figure 17.</b> Les stations des mesures in-situ dans la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl.....	63
<b>Figure 18.</b> Instruments utilisés dans la prise des mesures in-situ au Koweït. ....	69
<b>Figure 19.</b> Spectroradiomètre CROPSCAN MSR 16. ....	70
<b>Figure 20.</b> Mesure in-situ avec le radiomètre multispectral CROPSCAN.....	71
<b>Figure 21.</b> Répartition du PDS mesurée in-situ dans la baie d'Alger en : <b>A</b> : 2019, <b>B</b> : 2018 et <b>C</b> : 2017.....	78
<b>Figure 22.</b> La régression linéaire entre log (PDS) et le rapport de réflectance (bande1/bande3) dans toutes les stations.....	79
<b>Figure 23.</b> La distribution hiérarchique des zones de distribution du PDS dans la baie d'Alger. ....	80
<b>Figure 24.</b> La régression entre la PDS (zone I) et le rapport de réflectance (bande 1/bande8).....	81
<b>Figure 25.</b> Application du modèle estimé de la PDS dans la baie du Koweït.....	82
<b>Figure 26.</b> Distribution in-situ des diatomées de surface, ( <b>A</b> : en 2018) et ( <b>B</b> : en 2017). .....	85
<b>Figure 27.</b> La distribution du Khi-deux pour log <sub>10</sub> des cellules diatomées et dinoflagellés en 2017 et 2018.....	86
<b>Figure 28.</b> Distribution estimée des diatomées de surface en utilisant le modèle Landsat le plus précis, ( <b>A</b> : en avril 04, 2017) et ( <b>B</b> : en mai 09, 2018).....	86
<b>Figure 29.</b> Distribution estimée des diatomées de surface en utilisant le modèle Landsat le plus précis, ( <b>A</b> : Mai 06, 2019) et ( <b>B</b> : Mai 25, 2018).....	87

<b>Figure 30.</b> Distribution des densités cellulaires des diatomées et des dinoflagellés en surface. ....	87
<b>Figure 31.</b> La relation entre les diatomées et le rapport de bande (REF logB7 / REF logB2).....	89
<b>Figure 32. (A et B) :</b> Bloom phytoplanctonique dans les eaux de surface de la baie d'Alger (09/05/2018), <b>(C) :</b> Efflorescence algale de <i>Noctiluca scintillans</i> (petite image) et sa couleur (grande image) dans les eaux côtières de la baie d'Alger (mai 2018) et <b>(D) :</b> hydrodynamisme du bloom phytoplanctonique. ....	90
<b>Figure 33.</b> La prévision des concentrations des MES dans la baie d'Alger.....	94
<b>Figure 34.</b> La régression entre le log (MES) et le rapport de réflectance (bande 2/bande 3) pour toutes les stations. ....	95
<b>Figure 35.</b> Distribution hiérarchique des concentrations des MES dans la baie d'Alger. ..	96
<b>Figure 36.</b> La régression entre les concentrations de MES (Zone I) et la réflectance ratio (bande 2/ bande8). ....	97
<b>Figure 37.</b> Application du modèle des MES estimé sur la baie du Koweït.....	99
<b>Figure 38.</b> Les variations spatio-temporelles de la température de surface de la mer (TSM) dans la baie de Bou-Ismaïl (1984-2016). ....	100
<b>Figure 39.</b> La modélisation temporelle de la TSM pour la station de référence (Station. 9). ....	102
<b>Figure 40.</b> Organigramme des étapes de conception de la plateforme.....	107
<b>Figure 41.</b> Compteur et Comptage manuel du phytoplancton suivant des formes ou des nombres (Druart & Rimet, 2008a). ....	109
<b>Figure 42.</b> Modèle conceptuel de données (MCD). ....	113
<b>Figure 43.</b> Modèle logique de données (MLD). ....	115
<b>Figure 44.</b> Modèle physique de données (MPD). ....	117
<b>Figure 45.</b> Fenêtre d'ouverture du logiciel l'embarcadero Delphi 10.3 Rad studio. ....	119
<b>Figure 46.</b> Ecran d'accueil et menu principal. ....	121
<b>Figure 47.</b> Fenêtre de saisie et de consultation des données des mesures in-situ.....	122
<b>Figure 48:</b> Écran de saisie et de consultation des données pour les espèces de phytoplancton (clé Identification). ....	123
<b>Figure 49.</b> Fenêtre de recherche et de filtrage du phytoplancton. ....	124
<b>Figure 50.</b> Comptage semi-automatique des espèces de phytoplancton. ....	125
<b>Figure 51.</b> Comptage, identification et calcul du biovolume de chaque espèce du phytoplancton. ....	125
<b>Figure 52.</b> Exemple de comptage, d'identification et de calcul du biovolume de <i>Ceratium furca</i> .....	126
<b>Figure 53.</b> Sélection et filtrage des espèces pour le calcul du biovolume.....	127
<b>Figure 54.</b> Choix de la forme du phytoplancton et calcul du biovolume. ....	127
<b>Figure 55.</b> Algorithmes utilisés pour le calcul du biovolume spécifiques. ....	128
<b>Figure 56.</b> Les différentes formes des espèces phytoplanctoniques.....	128
<b>Figure 57.</b> Rapport des mesures in-situ. ....	129
<b>Figure 58.</b> Fenêtre d'accès à la base de données.....	130

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1.</b> Les caractéristiques des données des satellites Landsat (USGS, 2020). .....	21
<b>Tableau 2.</b> Les caractéristiques des produits des données Landsat-8. ....	23
<b>Tableau 3.</b> Directions et vitesses moyennes mensuelles du vent (ONM 2018). ....	52
<b>Tableau 4.</b> Mesures in-situ et passage du satellite (en vert : concordance significative des mesures in-situ/passage du satellite ; en blanc : concordance non significative des mesures in-situ/passage du satellite). ....	65
<b>Tableau 5.</b> Stations d'échantillonnage de baie d'Alger .....	67
<b>Tableau 6.</b> Date des Prélèvements, nombre des stations et passage du satellite. ....	73
<b>Tableau 7.</b> Les statistiques descriptives des données in-situ des PDS .....	77
<b>Tableau 8.</b> Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance OLI et la PDS mesurée in-situ dans toutes les stations. ....	79
<b>Tableau 9.</b> Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance OLI et la PDS mesurée in-situ dans les stations de la zone I. ....	81
<b>Tableau 10.</b> Les bandes spectrales Landsat utilisées dans différents travaux de recherche. ....	83
<b>Tableau 11.</b> Les statistiques descriptives du phytoplancton in-situ. ....	85
<b>Tableau 12.</b> Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance de Landsat 8-OLI et les densités cellulaires des deux types d'algues dans toutes les stations. ....	88
<b>Tableau 13.</b> Les modèles de régression linéaire pour les valeurs de réflectance de Landsat-8 OLI où la densité de $\log_{10}$ diatomées est la variable dépendante pour toutes les stations. ....	88
<b>Tableau 14.</b> Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance de landsat-8 OLI pour les densités des cellules de dinoflagellés dans toutes les stations. ....	89
<b>Tableau 15.</b> Les statistiques descriptives des données in-situ des MES .....	93
<b>Tableau 16.</b> Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de la réflectance OLI et les MES in-situ dans toutes les stations. ....	96
<b>Tableau 17.</b> Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance OLI et les MES in-situ dans les stations de la zone I. ....	97
<b>Tableau 18.</b> L'Analyse spatio-temporelle de la TSM (1984-2016) dans la baie de Bou-Ismaïl. ....	100
<b>Tableau 19.</b> La modélisation temporelle de la TSM pour la station de référence (Station.9). ....	102

## SOMMAIRE

Liste des abréviations .....	10
Liste des acronymes .....	11
Liste des figures .....	12
Liste des tableaux .....	14
Introduction générale.....	1
Chapitre I : La télédétection optique de l'eau de mer .....	4
I.1- Les propriétés des ondes électromagnétiques .....	5
I.2- Le spectre électromagnétique .....	5
I.3- Les constituants de l'eau de mer .....	6
I.4- Télédétection de la couleur de l'océan .....	7
I.4.1- Modélisation de l'interaction du rayonnement électromagnétique avec l'atmosphère .....	7
I.5- Les propriétés optiques de l'eau de mer .....	9
I.5.1- Propriétés optiques inhérentes (POI).....	10
I.5.2- Propriétés optiques apparentes (POA) .....	14
I.6- Classification optique des eaux océaniques .....	16
Chapitre II : La série des satellites LANDSAT .....	18
II.1- Historique de la série Landsat.....	19
II.2- Les corrections radiométriques et atmosphériques .....	24
II.3- La température de la surface de la mer (TSM) .....	27
II.4- Le satellite complémentaire .....	28
Chapitre III : Les paramètres hydro-biologiques estimés par satellite... ..	29
III.1 La transparence de l'eau de mer (clarté).....	30
III.1.1 Le disque de Secchi .....	31
III.2. Le phytoplancton .....	33
III.2.1- Les diatomées .....	35
III.2.1.1- Les Diatomées et les activités anthropiques.....	36
III.2.2- Les Dinoflagellés .....	37
III.2.2.1- Les dinoflagellés et les activités anthropiques .....	37
III.2.2.2- <i>Noctiluca Scintillans</i> .....	38

<b>III.3- Les matières en suspension .....</b>	<b>39</b>
<b>III.4- La température.....</b>	<b>40</b>
<b>Chapitre IV : L'environnement marin de la côte Algéroise et de la baie du Koweït.....</b>	<b>42</b>
<b>IV.1- Défis et problèmes menaçant la côte Algéroise .....</b>	<b>43</b>
<b>IV.2- Présentation de la baie d'Alger .....</b>	<b>44</b>
IV.2.1- Situation géographique.....	45
IV.2.2- Les sources de pollution .....	46
IV.2.3- Les facteurs hydrodynamiques de la baie d'Alger.....	51
IV.2.3.3- Les houles .....	53
IV.2.4- Le phytoplancton de la Baie d'Alger.....	53
<b>IV. 3- Présentation de la baie de Bou-Ismaïl .....</b>	<b>54</b>
IV.3.1- Situation géographique.....	54
IV.3.2- Réseau hydrographique .....	55
IV.3.3- Le climat .....	55
IV.3.4- Les sources de pollution .....	56
IV.3.5- L'hydrodynamisme.....	56
IV.3.6- La pluviométrie .....	56
IV.3.7- Ensoleillement .....	56
IV.3.8- Le vent.....	57
<b>IV. 4- Présentation de l'environnement marin du Koweït .....</b>	<b>57</b>
IV. 4.1- Le climat et le sol.....	58
IV.4.2- Les sources de pollution .....	59
<b>Chapitre V : Méthodologie .....</b>	<b>60</b>
<b>V.1- Démarche suivie .....</b>	<b>61</b>
<b>V.2- La baie de Bou-Ismaïl .....</b>	<b>62</b>
<b>VI.2.1- Modélisation de la température de surface de la mer (TSM).....</b>	<b>62</b>
<b>Mesures in-situ et analyses au laboratoire.....</b>	<b>63</b>
<b>V.1- Introduction.....</b>	<b>63</b>
<b>V.2- Conditionnement du matériel.....</b>	<b>63</b>
<b>V.3- Échantillonnage de l'eau de mer.....</b>	<b>64</b>
V. 3.1- Campagne d'échantillonnage dans la baie de Bou-Ismaïl .....	64
V.3.2- Campagne d'échantillonnage dans la baie d'Alger .....	65

V.3.2.1- Choix des périodes d'échantillonnage .....	65
V.3.2.2- Prélèvements des paramètres hydro-biologiques.....	66
V.3.3- Echantillonnage dans la baie du Koweït .....	69
V.3.3.1- Echantillonnage in-situ.....	69
V.3.3.2 Échantillonnage par spectroradiomètre .....	70
<b>VI.3- La baie d'Alger et la baie du Koweït .....</b>	<b>72</b>
VI.3.1- Traitement des données satellitaires .....	72
<b>Chapitre VII : Modélisation (eau/satellite) .....</b>	<b>75</b>
<b>VII.1- La transparence de l'eau .....</b>	<b>76</b>
VII.1.1- Analyse des données du PDS .....	76
VII.1.2- Résultats et discussion.....	76
VII.1.2.1- Développement du modèle de régression PDS .....	77
VII.1.2.2 Évaluation du modèle de régression.....	81
<b>VII.2- Le phytoplancton.....</b>	<b>84</b>
VII.2.1- Analyse des données sur le phytoplancton.....	84
VII.2.1.1- Analyse statistique et spatiale .....	84
VII.2.2- Résultats et discussion.....	84
VII.2.2.1- Modélisation des densités du phytoplancton.....	88
VII.2.2.2- La distribution spatio-temporelle des diatomées et des dinoflagellés..	90
<b>VII.3- Les matières en suspension .....</b>	<b>92</b>
VII.3.1- Analyse des matières en suspensions .....	92
VII.3.1.1- Corrélation des valeurs spectrales avec les particules en suspension ..	92
VII.3.1.2- Développement d'un modèle de régression MES.....	95
VII.3.1.3- Évaluation des modèles .....	98
<b>VII.4- La température de surface de la mer dans la baie de Bou Ismail. 99</b>	
VII.4 .1- Comparaison des données Landsat et les TSM in-situ .....	99
VII.4.1.1- Variations spatio-temporelles de la TSM .....	99
VII.4.1.2- Variations temporelles de la TSM.....	101
<b>Chapitre VIII : Nouvelle base de données Logiciel <i>MarisE</i> .....</b>	<b>103</b>
<b>VIII.1. Introduction .....</b>	<b>104</b>
VIII.2.1- L'approche suivie .....	105
VIII.2.2- Environnement .....	106
VIII.2.3- Historique du projet.....	106
VIII.2.4- Domaines d'intérêt .....	106

<b>VIII.3- Analyse de la situation existante .....</b>	<b>107</b>
<b>VIII.3.2- Critique de l'actuel.....</b>	<b>110</b>
<b>VIII.3.3- Proposition de nouvelles solutions .....</b>	<b>110</b>
<b>VIII.4- Etude détaillée.....</b>	<b>111</b>
<b>VIII.4.1-La méthode MERISE.....</b>	<b>111</b>
<b>VIII.5- Réalisation.....</b>	<b>117</b>
<b>VIII.5.1- Environnement matériel.....</b>	<b>118</b>
<b>VIII.5.2- Environnement logiciel .....</b>	<b>118</b>
<b>VIII.5.2.1- Création de la base de données .....</b>	<b>118</b>
<b>VIII.5.2.2- Langages de programmation et environnement de développement. ....</b>	<b>119</b>
<b>VIII.5.3- Association des tables d'Accès (SGBDR) en Delphi.....</b>	<b>120</b>
<b>VIII.5.4- FastReport VLC 6.4.....</b>	<b>120</b>
<b>VIII.5.5 EMS Advanced Data Export pour RAD Studio VCL.....</b>	<b>121</b>
<b>VIII.5.6- Description du compartiment d'application.....</b>	<b>121</b>
<b>VIII.5.6.1-Interface de connexion.....</b>	<b>121</b>
<b>VIII.5.7- Réalisation et exportation des rapports de traitement.....</b>	<b>129</b>
<b>VIII.6- Sécurité du logiciel.....</b>	<b>129</b>
<b>VIII.7- Les problèmes rencontrés.....</b>	<b>130</b>
<b>VIII.8- Les limites de l'étude .....</b>	<b>130</b>
<b>VIII.9- Conclusion.....</b>	<b>130</b>
<b>Conclusion générale .....</b>	<b>132</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>135</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>177</b>

## Introduction générale

L'évolution de l'industrialisation et du développement économique dans la région côtière a conduit à l'introduction de divers polluants dans l'environnement marin. Le stress imposé par certains polluants est potentiellement grave car les conséquences sur la santé humaine et l'écosystème sont dangereuses et persistantes (Gao & Li, 2012; Gomiero et al., 2011). La qualité de l'eau prend en compte les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des masses d'eau. Il est souvent difficile d'identifier ces caractéristiques, car un large éventail de contaminants peut être trouvé dans cet environnement. Par conséquent, il est important de comprendre la nature et les sources des polluants, dont les origines sont directement liées aux rejets urbains, agricoles et industriels principalement dus aux activités humaines (W. Liu et al., 2007; Ritchie & Schiebe, 2000),

La pollution de l'eau affecte toutes les composantes de l'écosystème aquatique elle a un impact néfaste sur la santé publique et l'économie à travers les restrictions sur la pêche ou la dégradation des ressources en eau (Burton Jr & Pitt, 2001; Houma et al., 2011). Cependant, l'agriculture et les eaux usées industrielles contribuent au processus d'eutrophisation, et l'apport de nutriments favorise une prolifération excessive du phytoplancton (Kosenius, 2010).

La zone méditerranéenne est classée comme l'une des cinq régions du monde qui présente des problèmes environnementaux les plus dramatiques, tandis que la mer méditerranée est répertoriée parmi les sept mers les plus menacées (Boudouresque & Verlaque, 2002; Lavoux et al., 2021). Le long de la côte algérienne, sur environ 1600 km, diverses sources de pollution sont observées. L'écosystème côtier du littoral algérien est influencé par la pollution des eaux. Afin d'obtenir une bonne connaissance sur cet environnement, il est nécessaire de comprendre la distribution spatiale et temporelle de ses caractéristiques.

La méthode classique d'étude du milieu marin consiste en mesures in-situ et analyses de laboratoire. Ce type d'étude nécessite un effort humain considérable et des ressources financières importantes et parfois dangereux surtout lorsqu'ils sont accompagnés avec une mer agitée. Le développement des méthodes d'analyse et de surveillance de la qualité des eaux côtières est devenu indispensable. Afin de pouvoir s'appuyer sur la télédétection pour l'estimation des caractéristiques de l'eau de mer, des modèles doivent être établis pour convertir les mesures optiques fournies par les capteurs satellitaires en mesures des paramètres Hydrobiologiques.

La plupart des modèles de la qualité de l'eau sont développés à l'aide des systèmes satellitaires traditionnels (capteurs de la couleur de l'océan) : à savoir the Advanced Very High Resolution

Radiometer (AVHRR), le Sea-viewing Wide Field-of-View Sensor (SeaWiFS), Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) et Geostationary Ocean Color Imager (GOCI) (Maéva Doron et al., 2011; Susanne Kratzer et al., 2003; Mao et al., 2018). Ces capteurs sont relativement utiles en pleine mer vue que leurs résolution spatiale est étendue (~250 à 1000 m). Les capteurs LANDSAT ont prouvés leurs efficacités dans de nombreuses études côtières en fournissant des données continues et à résolution moyenne (Ren et al., 2018; Serbina & Miller, 2014).

Peu d'efforts sont déployés de manière systématique pour décrire les propriétés optiques des eaux côtières algériennes ou pour étudier séparément la distribution spatio-temporelle de la clarté de l'eau (PDS), du phytoplancton, des matières en suspensions (MES) et de température de surface de la mer (TSM) dans cette région à l'aide des méthodes de télédétection.

Les principaux objectifs de cette étude sont d'évaluer la qualité de l'eau par la mesure des PDS et MES, ainsi que la quantification du phytoplancton. L'étude consiste à évaluer l'état des écosystèmes aquatiques à travers: (1) le développement des modèles empiriques qui combinent des mesures in-situ du PDS, du phytoplancton et du MES avec différentes bandes spectrales ou rapports de bandes dérivés des images Landsat-8 OLI pendant le passage du satellite ( $\pm 2$  heures); l'estimation de la distribution spatiotemporelle de ces paramètres ; (3) tester l'applicabilité des modèles établis dans d'autres régions ayant des caractéristiques physico-chimiques et optiques différentes, comme celle de la baie du Koweït.

D'autre part, Dans la baie de Bou-Ismaïl, notre objectif était de modéliser la température de surface de la mer sur une période de 32 ans (1984 à 2016), en utilisant les plages thermiques des satellites Landsat.

Au cours de ce projet, nous visons également la mise en place d'un nouveau système d'information (base de données) pour la gestion et l'analyse de quelques paramètres hydrobiologiques, afin d'observer et de surveiller la qualité de l'eau à différentes échelles régionales. Le processus consiste à proposer des solutions informatiques permettant de numériser les processus, de simplifier l'analyse et de structurer les données des mesures (par exemple entrée, sortie, réintégration et récupération d'informations) relatives aux campagnes d'échantillonnage, d'identification et de comptage du phytoplancton marin, Cette démarche contribue forcément à enrichir l'information tout en la rendant accessible aux utilisateurs qui exercent des activités liées au sujet.

Afin d'atteindre l'objectif de cette étude, nous avons tenté de répondre aux questions suivantes :

- Quelle est la relation entre les données spectrales obtenues par télédétection et les paramètres de la qualité de l'eau des eaux côtières de la baie d'Alger ?
- Comment les paramètres de la qualité de l'eau (exp : la transparence de l'eau, le phytoplancton et les matières en suspension) sont-ils distribués et quels sont les facteurs qui influencent cette distribution ?
- Comment la température de surface de la mer a-t-elle évolué au cours de la période (1984-2016) dans la baie de Bou-Ismaïl ?
- Comment mettre en place un système numérique de gestion, d'intégration et de structuration des mesures in-situ et des analyses du phytoplancton marin ? Et comment peut-on les combiner dans une plate-forme (logicielle) numérique et évolutive ?

Dans cette thèse, nous présenterons dans la première partie, le contexte des propriétés optiques de l'eau de mer : Nous commencerons cette partie par des généralités sur le rayonnement électromagnétique, sa trajectoire depuis le soleil jusqu'à ce qu'il atteigne le capteur. Ensuite, nous décrirons ses caractéristiques et leur interaction avec l'eau de mer. La deuxième partie sera consacrée à la présentation de la série des satellites Landsat, où nous résumerons : les caractéristiques générales des données du satellite Landsat et leur correction atmosphérique. Dans la troisième partie, nous traiterons quelques paramètres hydro-biologiques tel que, la transparence de l'eau, le phytoplancton (densité cellulaire des diatomées et des dinoflagellés) et les particules en suspension. Dans la quatrième partie, nous présenterons notre domaine d'étude : la baie d'Alger et celle de Bou-Ismaïl et ses principales sources de pollution et la baie du Kuwëit comme une zone pour l'évaluation des modèles numériques, puis dans la cinquième partie, nous présenterons la méthodologie adoptée pour l'évaluation des paramètres de la qualité de l'eau. La sixième partie sera consacrée aux mesures in-situ, puis au traitement des images satellites. Enfin, nous présenterons notre projet de bases de données *MariseSoft*, logiciel simplifiant la structuration, l'analyse et l'enregistrement de certains paramètres hydro-biologiques.

## **Chapitre I : La télédétection optique de l'eau de mer**

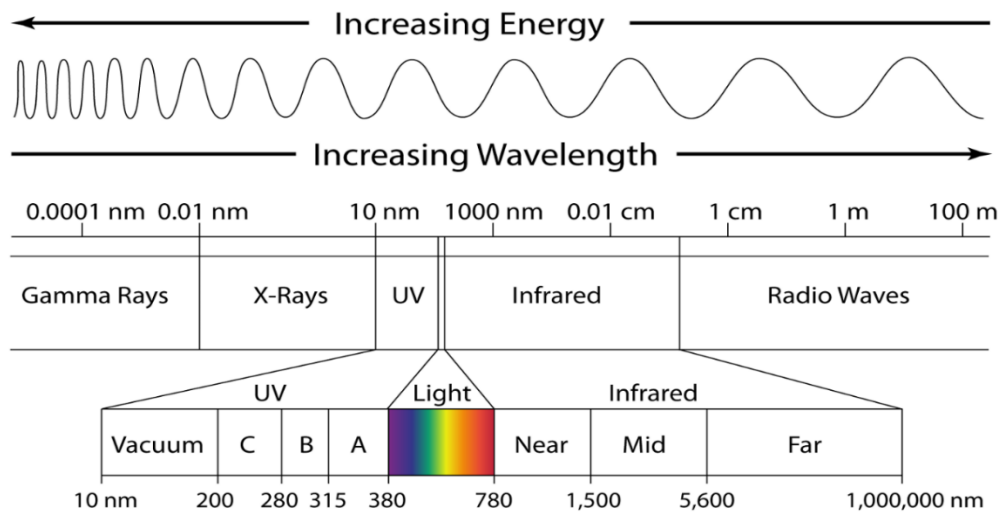
## **I.1- Les propriétés des ondes électromagnétiques**

L'étude des propriétés de la lumière dans l'eau présente un intérêt considérable pour la compréhension de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques. La variabilité des propriétés optiques de la surface des océans est la conséquence des changements (dans l'espace et dans le temps) des constituants présents dans l'eau de mer (matière organique dissoute colorée, phytoplancton et matières en suspension,...etc) et de leurs concentrations. En particulier dans les eaux côtières, divers processus dynamiques contribuent à la modification de ces constituants. Le rayonnement solaire à la surface de la Terre s'étend sur une large gamme spectrale. Les rayonnements solaires se produisent dans la plage 400-700 nm et constituent 45 % de l'éclairage total atteignant la surface de la Terre (P G Falkowski & Raven, 2007; Kirk, 1994; Mobley, 2004). En effet, les organismes photosynthétiques utilisent cette partie des longueurs d'onde pour la production primaire, appelée rayonnement photosynthétiquement actif (PAR) qui est la principale source d'énergie électromagnétique dans les écosystèmes aquatiques (Paul G. Falkowski & Raven, 2013; Kirk, 1994). Cette gamme peut également être utilisée par de nombreux systèmes de télédétection par satellite (IOCCG, 1998).

L'énergie électromagnétique correspond au moyen par lequel les informations sont transmises d'un objet à un capteur. L'information est cryptée dans le contenu de la fréquence, de l'intensité ou de la polarisation de l'onde électromagnétique. L'information est propagée par le rayonnement électromagnétique à la vitesse de la lumière ( $3 \cdot 10^8$ ) provenant de la source, directement à travers l'espace libre, ou indirectement par réflexion, diffusion et rediffusion vers le capteur. L'interaction des ondes électromagnétiques avec les surfaces naturelles et les couches atmosphériques dépend fortement de la fréquence de l'onde. Les ondes dans différentes bandes spectrales ont tendance à exciter différents mécanismes d'interaction tels que, des mécanismes électroniques, moléculaires ou conducteurs (Elachi & van Zyl, 2006b) dans les différentes bandes spectrales. L'interaction des ondes électromagnétiques avec les surfaces naturelles et les atmosphères dépend fortement de la fréquence des ondes (Elachi & van Zyl, 2006a).

## **I.2- Le spectre électromagnétique**

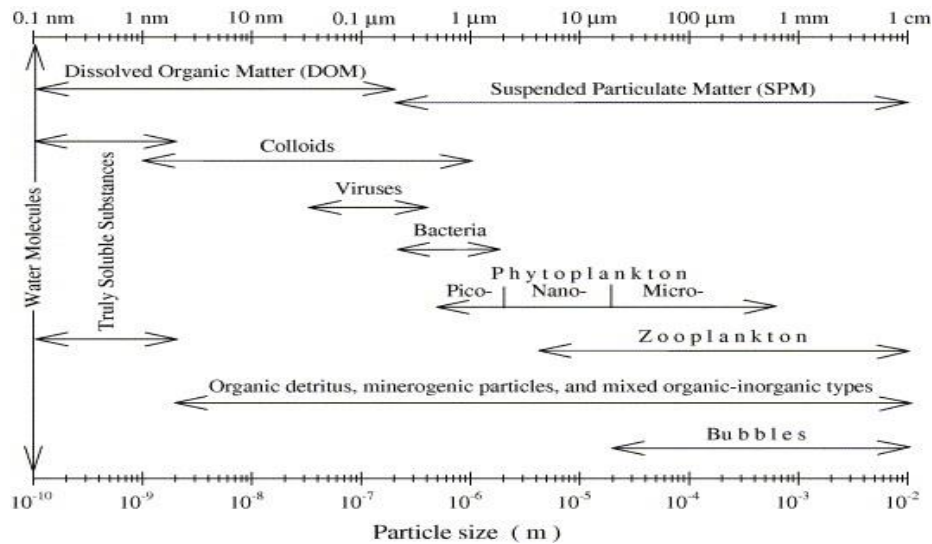
Le spectre électromagnétique (EM) est la gamme de tous les types de rayonnement EM, dont l'énergie peut se déplacer ou se diffuser progressivement. Il se compose de la lumière visible, des ondes radio, des micro-ondes, de la lumière infrarouge, de la lumière ultraviolette, des rayons X et des rayons gamma (figure. 1). Chaque partie du spectre électromagnétique peut être distinguée pour chaque objet dans notre vie quotidienne (Herter Jr, 1985).



**Figure 1.** Comparaison de la longueur d'onde, la fréquence et l'énergie du spectre électromagnétique ([https://science.nasa.gov/ems/01\\_intro](https://science.nasa.gov/ems/01_intro)).

### I.3- Les constituants de l'eau de mer

L'eau de mer est composée de molécules, de sels dissous et de matières dissoutes d'origine organique ou inorganique, vivantes ou non, dont la taille varie de 0,1 nm à plusieurs mm. Dans l'eau de mer, les virus sont généralement des organismes vivants abondants (30 nm à 0,75 µm) (Bratbak et al., 1992); les bactéries (taille variant entre 0,2 et 1 µm) (Ducklow et al., 1986; Stramski & Kiefer, 1998); le phytoplancton qui est classé selon sa taille, en pico- (< 2 µm), nano- (entre 2 et 20 µm) et microphytoplancton (> 20 µm) (Kheireddine, 2014); les particules non phytoplanctoniques, le zooplancton et la matière organique dissoute colorée CDOM (matériau qui passe à travers un filtre de porosité 0.2 µm ), générés et utilisés par des processus biologiques (figure. 2) (Hansell & Carlson, 2015; N. B. Nelson, 2002; N. B. Nelson et al., 2004). D'un point de vue chimique, l'eau de mer est composée de divers ions (Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, ...) qui constituent le sel.



**Figure 2.** La gamme par taille des différents constituants présents dans l'eau de mer de 0,1 nm à 1 cm (Stramski et al., 2004).

## I.4- Télédétection de la couleur de l'océan

La couleur des océans est déterminée par les interactions de la lumière solaire incidente avec les substances et les particules présentes dans la colonne d'eau. Les particules en suspension contiennent en grande partie du phytoplancton, ainsi que des particules inorganiques et des substances dissoutes. Le phytoplancton est un organisme photosynthétique contenant de la chlorophylle, un pigment qui absorbe la lumière dans les longueurs d'onde rouge et bleu et la transmet dans le vert, ce qui explique sa couleur (Jeremy Werdell & McClain, 2019; André Morel, 1988).

### I.4.1- Modélisation de l'interaction du rayonnement électromagnétique avec l'atmosphère

#### a. Spectre solaire

Le soleil est la principale source d'énergie de la télédétection passive ; le rayonnement solaire transmet des informations provenant de l'environnement naturel grâce à ses propriétés intrinsèques (longueur d'onde, polarisation, déphasage) (Chadin, 1988).

En supposant que l'atmosphère soit transparente, le spectre solaire  $E_{0\lambda}$  ( $\text{w.cm}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$ ) qui atteint le sol ne subit aucune transformation dans sa trajectoire. Compte tenu de la trajectoire elliptique de la Terre autour du soleil, l'irradiance spectrale dans la haute atmosphère est fonction de la latitude du lieu (latitude =  $\phi$ ), de la déclinaison de l'axe de rotation de la Terre (déclinaison =  $\delta$ ) et du temps (h). Le spectre solaire au sol est donné par l'équation 1 (Ratto, 1988) :

$$E_{\lambda} = E_{0\lambda} (1 + f) \cos(\theta z) \quad (1)$$

Où :

- ✓  $E_{0\lambda}$  : Le spectre solaire en dehors de l'atmosphère terrestre ;
- ✓  $\lambda$  : La longueur d'onde de l'émission du rayonnement ;
- ✓  $1$  : Unité astronomique (1UA= 1,496x 10<sup>8</sup> km) ;
- ✓  $f$  : Le facteur de correction de la distance entre le soleil et le sol (ce facteur dépend du nombre de jours) ;
- ✓  $\cos(\theta_z)$  : L'angle zénithal.

### **b- Atténuation du spectre solaire par l'atmosphère**

Le calcul des différentes radiations dues à l'interaction du spectre solaire avec l'atmosphère terrestre est facile en utilisant le trajet optique du rayonnement solaire et les propriétés spectrales de l'atmosphère terrestre. La quantité du rayonnement solaire atteignant le sol varie en fonction des paramètres atmosphériques (Deschamps et al., 1983). Dans une atmosphère de ciel clair, la concentration de gaz et d'aérosols varie en fonction des changements des conditions météorologiques et de la position géographique. Les gaz et les aérosols absorbent et diffusent le rayonnement solaire de manière sélective sur tout le trajet optique. Les gaz, principalement l'ozone, le dioxyde de carbone et la vapeur d'eau, sont les corps responsables de l'absorption du spectre solaire. Les molécules d'air et les aérosols sont les corps responsables de la diffusion du rayonnement solaire dans toutes les directions (L Prieur & Morel, 1975). Les effets des fonctions d'absorption et de diffusion sont présentés par la transmittance selon la loi de Bouguer (équation. 2) (Bougeur, 1953) :

$$Ta(\lambda) = \frac{I(\lambda)}{I_0(\lambda)} \quad (2)$$

Où :

$I(\lambda)$  : Le rayonnement spectral réfléchi.

$I_0(\lambda)$  : Le rayonnement spectral incident.

La diffusion se produit lors de l'interaction entre le rayonnement incident et les particules ou les grandes molécules de gaz présentes dans l'atmosphère (gouttelettes d'eau, poussière, fumée...). Lorsque les particules en suspension sont négligeables par rapport à la longueur d'onde, le phénomène qui se produit est la diffusion de Rayleigh (Fröhlich & Brusa, 1981).

### c- Les perturbations atmosphériques

La contribution de la diffusion atmosphérique est dominante dans le signal qui atteint le satellite. Des corrections atmosphériques sont donc nécessaires avant d'estimer correctement les différentes composantes bio-optiques de l'eau. La réflectance totale  $R_t$  au sommet de l'atmosphère est définie par l'équation. 3 :

$$R_t = \pi L(\lambda) / F_0(\lambda) \cos(\theta_0) \quad (3)$$

Où :

$L$ : La mesure du rayonnement des satellites, peut être divisée en différentes composantes (équation. 4) :

$$R_t = R_r(\lambda) + R_a(\lambda) + R_{ra}(\lambda) + t(\lambda)R_{wc}(\lambda) + t(\lambda)R_{rsw}(\lambda) \quad (4)$$

$R_r$  : La contribution de la diffusion multiple par les molécules d'air (diffusion de Rayleigh) ;

$R_a$ : La contribution de la diffusion multiple par les aérosols ;

$R_{ra}$ : La contribution due à l'interaction Rayleigh/aérosols (Deschamps et al., 1983) ;

$R_{wc}$ : La contribution due au 'whitecaps' ;

$R_{rsw}$ : La réflectance de télédétection.

L'équation nous montre que la difficulté majeure de la restitution de  $R_{rsw}$  est essentiellement due au calcul des termes de diffusion des aérosols ( $R_a$  and  $R_{ra}$ ). Les modèles d'estimation de ces termes seront relativement complexes en fonction de la diffusion simple ou multiple, et en fonction de la caractérisation des propriétés des aérosols (absorption/diffusion) (H.-R. Gordon et al., 1997).

### I.5- Les propriétés optiques de l'eau de mer

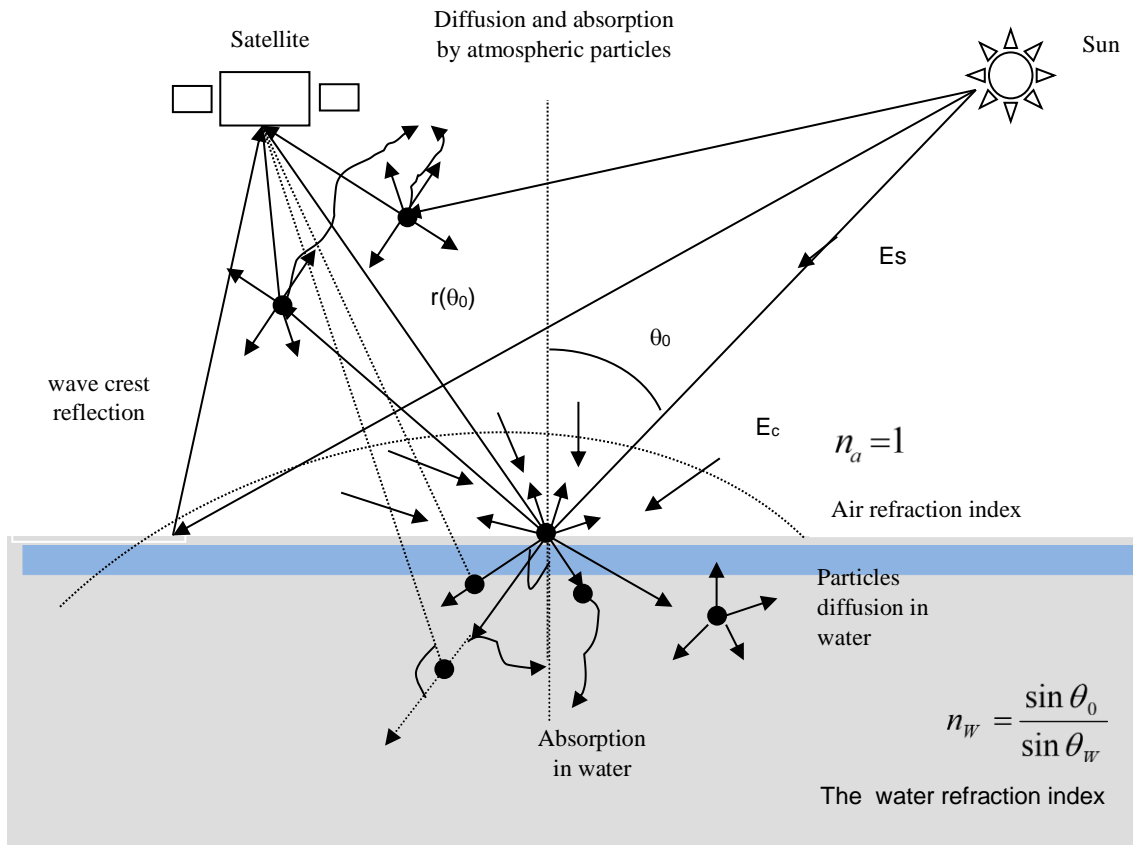
La surveillance de l'état biologique des écosystèmes aquatiques à l'aide des techniques de télédétection nécessite une connaissance détaillée du comportement de la lumière dans l'eau de surface vers l'atmosphère (Sarthyendranath, 2000). Les propriétés optiques peuvent être un indicateur sensible des changements dans le couplage des environnements terrestres et aquatiques (Pienitz & Vincent, 2000). En outre, elles sont utilisées pour qualifier (taille, composition) et quantifier les différents constituants présents dans l'eau de mer, tels que les matières en suspension, la matière organique dissoute, les micro-organismes, les virus, les bactéries hétérotrophes, le phytoplancton et les particules non vivantes. Ces constituants peuvent absorber et diffuser la lumière, en fonction de leurs variations de concentration, ce qui peut modifier la perception de la couleur de l'eau, de sa transparence et affecter sa valeur esthétique (Platt, 2008; Scheffer, 1997;

[Watanabe, 2011](#)). Les mesures des propriétés optiques de l'eau peuvent être acquises directement sur le terrain ou à partir des capteurs installés sur des satellites, ces mesures permettent la surveillance des variations spatiales et temporelles, y compris la variabilité des différentes quantités biogéochimiques (par exemple [Chl a]) en continu ([Kheireddine, 2014](#)). Deux grandes classes de variables optiques sont utilisées pour caractériser la lumière dans l'eau de mer : Les propriétés optiques apparentes (POA) et les propriétés optiques inhérentes (POI).

Il est courant de distinguer les propriétés optiques inhérentes (POIs) des propriétés optiques apparentes (POAs) ([Preisendorfer, 1961](#)). Les POIs sont des propriétés qui dépendent uniquement de la composition de l'environnement et sont indépendantes des conditions d'éclairage. D'autre part, les POAs ne dépendent pas seulement de la nature de l'environnement, c'est-à-dire des POIs, mais aussi de la géométrie du champ lumineux ambiant (hauteur du soleil, turbidité atmosphérique et structure de l'interface).

### **I.5.1- Propriétés optiques inhérentes (POI)**

Des relations bio-optiques ont déjà existé entre les propriétés optiques inhérentes et les paramètres biogéochimiques ([Preisendorfer, 1961](#)). Lorsque la lumière pénètre dans l'eau de mer, elle interagit avec les molécules, les particules en suspension et les matières dissoutes dans l'environnement. Les propriétés optiques inhérentes s'attribuent aussi fortement à la nature intrinsèque des masses d'eau pure qu'aux particules en suspension qu'elle contient. Ces propriétés sont caractérisées par différents coefficients : le coefficient d'absorption, le coefficient de diffusion, le coefficient de rétrodiffusion, le coefficient d'atténuation totale et l'albédo de diffusion ([Petzold, 1972](#)). Tous ces coefficients varient de manière significative en fonction de la longueur d'onde de l'observation. La définition des variations verticales et spectrales de ces paramètres est nécessaire pour modéliser le transfert radiatif et pour caractériser les composants optiquement actifs dans la colonne d'eau ([Jerlov, 1964](#); [Kirk, 1994](#); [Mobley, 2004](#); [Watanabe et al., 2011](#)).



**Figure 3.** Diagramme du rayonnement solaire dans la colonne d'eau (Bachari, 1999).

La complexité de l'interaction du rayonnement électromagnétique avec les masses d'eau est représentée sur la figure (3). L'irradiation solaire incidente ( $E_s$ ) et le rayonnement diffus de l'atmosphère ( $E_c$ ) pénètrent les masses d'eau à un angle zénithal solaire ( $\theta_0$ ). Une partie est réfléchi de manière séculaire ( $r\theta_0$ ) et une autre partie est transmise à la masse d'eau. La partie transmise dans l'eau avec un angle de réfraction ( $\theta_w$ ), est diffusée à un angle de diffusion ( $\theta_s$ ) ou absorbée par ses composants. Le signal renvoyé au capteur est donc une fonction des propriétés optiques apparentes qui sont influencées par les propriétés optiques inhérentes des masses d'eau (A.G. Dekker et al., 1991; Mikhaylov & Zolotarev, 1970); Les propriétés optiques de l'eau sont modélisées par les coefficients d'absorption  $a(\lambda)$ , de diffusion  $b(\lambda)$ , et d'atténuation  $c(\lambda)$ .

### a. Le coefficient d'absorption

L'absorption de la lumière dans la mer est celle de l'énergie du photon par l'énergie de transition au niveau des atomes et des molécules constituant l'eau de mer. Les différentes concentrations de ces constituants déterminent comment les différentes longueurs d'onde composant le spectre lumineux absorbé. L'énergie du flux lumineux absorbé par unité de distance représente le coefficient d'absorption de l'eau. Lorsqu'un flux lumineux parallèle  $\varphi(\lambda)$  traverse une masse d'eau

d'épaisseur  $dx$ , une fraction  $d\varphi(\lambda)$  du flux incident, proportionnelle à  $dx$  et  $\varphi(\lambda)$  est absorbée. Le coefficient d'absorption de l'eau  $a_w(\lambda)$  est défini par l'équation. 5 :

$$d\varphi(\lambda) = a_w(\lambda) \varphi(\lambda) dx \quad (5)$$

$a_w(\lambda)$ , possède la dimension inverse d'une longueur ( $m^{-1}$ ). Si à la distance  $x=0$ , le flux incident est égal à  $\varphi_0(\lambda)$ , alors le flux qui sera absorbé à la distance  $x$  est donné par l'équation. 6 :

$$\varphi(\lambda) = \varphi_0(\lambda) \exp(-a_w(\lambda)x) \quad (6)$$

### **b. Le coefficient de diffusion**

La diffusion se produit lorsque les propriétés optiques sont homogènes dans l'environnement et provoquent des changements aléatoires dans la direction des rayons lumineux. Cela est dû, par exemple, à la présence des particules en suspension ou des particules composées de molécules d'eau de densité différente de celle du milieu environnant. Pour les grandes particules, la diffusion est le résultat de la réflexion, de la réfraction et de la diffraction des particules. Lorsque les dimensions des particules sont inférieures à la longueur d'onde considérée, comme c'est souvent le cas avec l'eau de mer, l'optique géométrique ne suffit plus pour expliquer la diffusion et il faut recourir à la théorie des ondes électromagnétiques (Le Calvé, 2002). De la même manière, on définit un coefficient de diffusion total  $b_w(\lambda)$  par l'équation. 7 :

$$\varphi(\lambda) = \varphi_0(\lambda) \exp(-b_w(\lambda)x) \quad (7)$$

Elle est caractérisée par la somme des diffusions qui ont lieu dans la masse d'eau (Bariou & Lecamus, 1978).

### **c. Le coefficient d'atténuation**

L'atténuation de la lumière sous l'eau est principalement due à l'absorption, la diffusion étant moins importante. Cette propriété optique apparente de l'eau de mer permet la caractérisation de l'eau et donne, entre autres, des informations sur la densité, les concentrations des matières en suspension et la productivité biologique. Dans un environnement naturel, l'absorption et la diffusion se produisent simultanément dans la masse d'eau et il est plus facile de mesurer un paramètre global, le coefficient d'atténuation. Le coefficient d'atténuation total  $c_w$  est défini comme la somme des coefficients d'absorption et de diffusion (équation. 8) :

$$c_w(\lambda) = a_w(\lambda) + b_w(\lambda) \quad (8)$$

## - Les propriétés optiques du phytoplancton vivant et les détritits biogènes associés

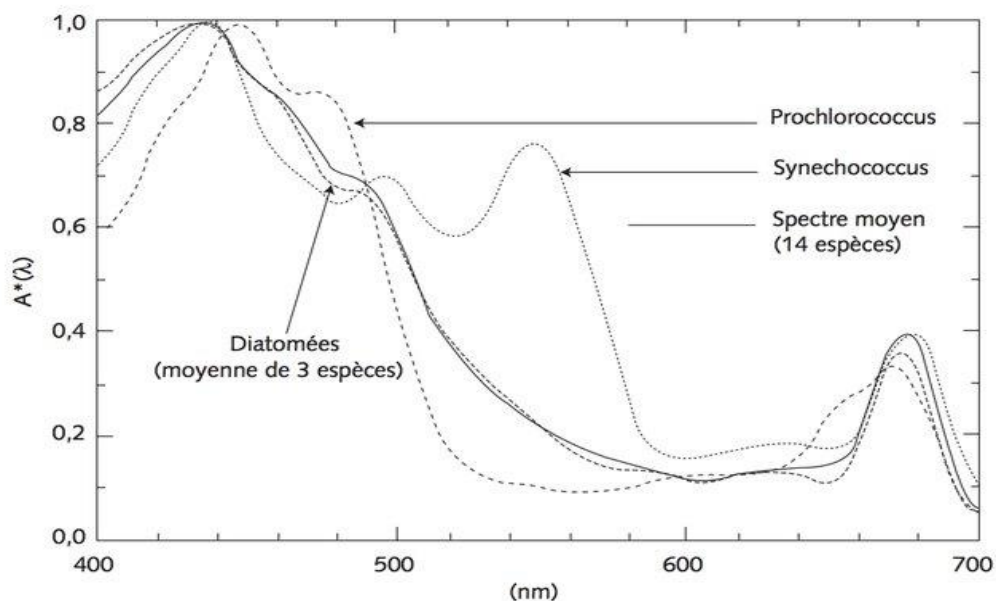
Dans les conditions naturelles, il est très difficile de distinguer séparément les effets optiques du phytoplancton et des détritits biogènes par rapport au coefficient d'absorption global. Le coefficient d'absorption du phytoplancton  $a_p(\lambda)$  dépend de la concentration de la chlorophylle. Afin de faciliter la comparaison entre les différents types du phytoplancton. Nous utilisons le coefficient d'absorption spécifique  $a_p^*(\lambda)$  (équation. 9) (Bhargava & Mariam, 1991):

$$a_p^*(\lambda) = a_p(\lambda) / \gamma_p [m^2 \cdot mg(chl_a + phéo_a)^{-1}] \quad (9)$$

Où :

$\gamma_p$ : La concentration des pigments (chlorophylle a + phéophytine a) exprimée en  $mg \cdot m^{-3}$ .

Le coefficient d'absorption spécifique du phytoplancton varie fortement en fonction de la longueur d'onde et du type d'algue considéré (figure. 4). Lorsque on passe de la chlorophylle seule à des algues de taille supérieure, on observe une variation progressive du spectre (Bricaud et al., 1988).



**Figure 4.** Les spectres d'absorption des différentes catégories du phytoplancton (Antoine, 1998; Bricaud et al., 1983, 1988; Bricaud & Morel, 1986a; André Morel & Gentili, 1993).

Les cellules et les particules du phytoplancton correspondant aux détritits biogènes provoquent la diffusion de la lumière par Mie. Comme, elle est moins dépendante de la longueur d'onde et donc la couleur de l'eau passe progressivement au vert à mesure que la concentration du phytoplancton augmente (Doerffer & Fischer, 1994).

## - Les propriétés optiques des particules minérales en suspension

Les particules minérales en suspension sont composées de particules terrigènes apportées par les rivières et de sédiment remis en suspension par les courants, les vagues et la houle. Leur influence est prépondérante dans de nombreuses zones côtières, sur les plateaux continentaux et dans les panaches fluviaux. La variation du coefficient d'absorption des particules non chlorophylliennes en fonction de la longueur d'onde montre que l'absorption est très forte dans le bleu et présente en revanche un minimum entre 500 et 600 (Louis Prieur & Sathyendranath, 1981).

## - Les propriétés optiques de la substance jaune

La matière organique dissoute ou substance jaune provient principalement du lessivage du sol et est due à la décomposition des plantes. Elle est présente en forte concentration dans les zones où les apports d'eau douce sont importants (eaux côtières et certaines mers intérieures comme la Baltique). Une partie de la substance jaune provient également, en quantités beaucoup plus faibles, de la dégradation du phytoplancton (Louis Prieur & Sathyendranath, 1981). L'absorption de la lumière par la substance jaune varie de façon exponentielle avec la longueur d'onde (équation. 10) :

$$a_y(\lambda) = a_y(\lambda_0) \exp[-P(\lambda - \lambda_0)] \quad (10)$$

La pente P, lorsque  $\lambda$  est exprimée en nm, est égale à 0,014 avec une faible variation selon le type d'eau et la nature de la substance jaune, qu'elle soit d'origine biogène ou terrigène. La diffusion moléculaire due à cette substance est négligeable par rapport à celle de l'eau pure (L Prieur & Morel, 1975).

### I.5.2- Propriétés optiques apparentes (POA)

Les propriétés optiques apparentes dépendent des propriétés optiques inhérentes et de l'éclairage ambiant comme les caractéristiques de l'environnement, et les conditions de lumière ambiante (par exemple, la distribution angulaire des photons incidents, ce qui est le cas pour la lumière du soleil (Watanabe, 2011)). Les propriétés optiques apparentes de la masse d'eau sont les différentes mesures de l'irradiation, de la radiance, de la réflectance et de l'atténuation diffuse (Voss & Ackleson, 1996). Les deux coefficients que l'on trouve généralement dans la littérature sont la réflectance ( $R_{rs}(\lambda)$ ) et le coefficient d'atténuation diffuse ( $K_d$ ) (Louis Prieur & Sathyendranath, 1981).

### I.5.2.1- La réflectance de l'eau de mer

Le rayonnement solaire traverse l'espace sous forme des ondes électromagnétiques. Si l'onde se propage dans un milieu ayant un indice de réfraction moyen et rencontre soudainement un autre milieu caractérisé par un indice de réfraction différent, elle sera transmise dans le deuxième milieu et l'autre partie sera réfléchi dans le premier milieu. L'amplitude de l'onde réfléchi dépend de la nature du milieu, de sa forme et des conditions d'éclairage. Une partie du rayonnement global qui atteint le sol est réfléchi vers le capteur par le coefficient de réflectance. Afin de déterminer le rayonnement réfléchi, il est nécessaire de développer un modèle généré à partir de toutes les propriétés du sol affectant la signature spectrale (conditions d'éclairage, rugosité, type du milieu) ou indirecte (couleur, salinité, humidité, etc...) (Houma & Bachari, 2012).

La couleur de la mer observée varie du bleu dans le cas du beau temps au gris sous une épaisse couverture nuageuse. Cet aspect rend surtout compte de la réflexion de l'illumination solaire sur la surface de la mer. Cependant, l'œil humain a une réponse spectrale très particulière et une sensibilité chromatique extrême.

Les paramètres de la couleur de l'eau sont plus précisément définis comme des variations spectrales la longueur d'onde ( $\lambda$ ), et la réflectance diffuse des couches océaniques supérieures  $R(\lambda)$ . La réflectance  $R(\lambda)$  est elle-même le rapport entre l'éclairement ascendant émergeant juste sous la surface de l'eau,  $E_u(\lambda)$ , et l'éclairement descendant qui y pénètre,  $E_d(\lambda)$  (équation. 11) :

$$R(\lambda) = \frac{E_u(\lambda)}{E_d(\lambda)} \quad (11)$$

Il suffit de savoir que les variations de  $R(\lambda)$  sont dues aux diverses substances dissoutes ou particules en suspension (y compris le phytoplancton) dans l'eau, ainsi qu'à l'eau de mer elle-même, on peut obtenir des informations sur les propriétés ou les concentrations de ces différents "additifs" à l'eau de mer par les méthodes d'inversion à partir des mesures de la réflectance  $R$  (sur une longueur d'onde précise ou sur tout le spectre visible de 400 nm à 700 nm). Cette possibilité a conduit les océanographes à s'intéresser à la couleur de l'océan (Antoine, 1998).

#### a. L'influence du fond sur la réflectance de l'eau de mer

La réflectance du fond peut affecter de manière significative la réflectance de surface des eaux peu profondes (zones côtières). L'évaluation de cet effet est importante pour corriger l'estimation de la concentration des matières dissoutes ou en suspension. Elle peut également être utilisée dans le développement des modèles de télédétection pour cartographier le type du fond marin et la profondeur de l'eau (André Morel *et al.*, 2007). Certains travaux comme Spitzer & Dirks, 1985 ont

montrés que les résultats de la simulation sur des modèles développés affirment que l'effet du fond est mesurable sur une profondeur d'environ 20 m dans le domaine visible et que l'effet est maximal autour de 550 nm.

### **I.5.2.2- Le coefficient d'atténuation diffuse verticale ( $K_d$ )**

Le coefficient d'atténuation diffuse verticale est généralement dérivé de la réflectance spectrale de la télédétection à une longueur d'onde de 490 nm. Les propriétés optiques inhérentes (POI) de l'eau, telles que les processus d'absorption (a) et de diffusion (b) et la distribution angulaire de la lumière, contrôlent le  $K_d$  (Austin & Petzold, 1981; Hu et al., 2000; Z. Lee et al., 2013).

## **I.6- Classification optique des eaux océaniques**

Divers auteurs ont tenté de définir un système de classification des eaux naturelles en fonction de leurs propriétés optiques (Anclré Morel & Prieur, 1977) et ont proposé une classification des eaux marines en deux grandes classes : les eaux de "cas 1" et les eaux de "cas 2".

### **a. Les eaux du « cas 1 »**

Les eaux du cas 1 représentent environ 95% de l'océan mondial. Les propriétés optiques sont déterminées d'une part par les propriétés optiques de l'eau de mer pure, et d'autre part par celles du phytoplancton ainsi que, tous ses produits associés (détritus organiques sous forme de particules ou de substances dissoutes et organismes hétérotrophes) d'origine terrigène (Antoine, 2000). Les propriétés optiques de ces eaux sont généralement indexées sur la concentration en chlorophylle a (Chl a), c'est-à-dire que l'évolution des propriétés optiques s'exprime en fonction des changements de la concentration de la chlorophylle, pigment commun à tous les organismes végétaux. Ainsi, de nombreuses études statistiques réalisées sur les propriétés optiques mesurées dans différentes parties de l'océan mondial ont établi une relation moyenne entre ces propriétés et la concentration de la Chl a (Bricaud et al., 1995; Loisel & Morel, 1998; A Morel & Gentili, 2009). Pour une concentration donnée de Chl a, la valeur moyenne des propriétés optiques est donc connue. La dispersion est observée de part et d'autre des relations moyennes entre les POI et la concentration de la Chl a. En effet, pour une concentration fixe de la Chl a, les cellules phytoplanctoniques diffusent ou absorbent la lumière différemment. Cette variabilité naturelle observée autour de ces relations moyennes peut résulter, premièrement, d'une variation de la composition pigmentaire et/ou de l'effet de discrétisation des pigments au sein de la communauté phytoplanctonique, deuxièmement, de la variabilité de la proportion des particules phytoplanctoniques et non-phytoplanctoniques, troisièmement, de la variabilité de la taille et de la distribution des particules et quatrièmement, de la proportion entre le matériau particulaire et le CDOM.

**b. Les eaux du « cas 2 »**

Contrairement aux eaux du « cas 1 », les eaux du « cas 2 » ont des propriétés optiques qui dépendent d'une part des mêmes composants que les eaux du "cas 1", en plus des substances optiquement actives, telles que les sédiments en suspension ou le CDOM provenant du lessivage des sols, d'autre part. Dans ces eaux, les particules organiques, les sédiments et les substances dissoutes contribuent indépendamment à la variabilité optique ([Antoine, 2000](#)).

## **Chapitre II : La série des satellites LANDSAT**

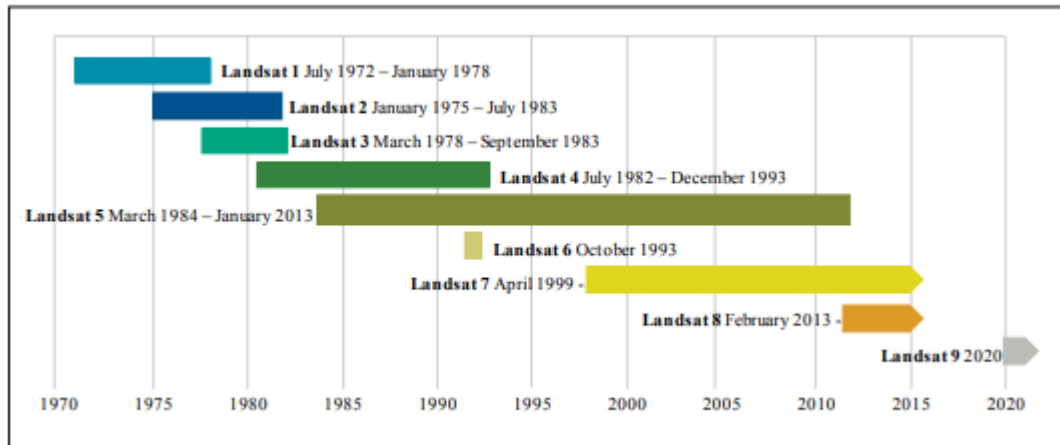
## II.1- Historique de la série Landsat

De grands progrès ont été réalisés dans le domaine de la télédétection spatiale au cours des trois dernières décennies (Elachi & van Zyl, 2006a; Woodhouse, 2006). Les satellites d'observation de la terre fournissent une vue synoptique. En juillet 1972, l'USGS (United States Geographic Survey (USGS), (USGS, <http://www.usgs.gov/>) a commencé à expérimenter la télémétrie par satellite pour recueillir des données hydrologiques à distance. L'utilisation des systèmes satellitaires a réduit les ressources humaines nécessaires à l'exploitation d'une vaste collecte de données (Richard W Paulson & Merk, 1975; Serbina & Miller, 2014).

La série LANDSAT constitue un groupe de satellites de moyenne résolution, équipés des capteurs multispectraux, adaptés à l'observation des ressources environnementales (Leboeuf & Fournier, 2015).

Le premier satellite Landsat (<http://www.earth.nasa.gov/history/Landsat /landsat.html>), initialement appelé Earth Resources Technology Satellite (ERTS, le nom a été changé en 1975) développé et lancé par la National Aeronautics and Space Administration (NASA) le 23 juillet 1972, sur une fusée Delta de la base aérienne de Vandenberg, CA, USA (NASA, 2004, <http://www.noaa.gov/>). Le satellite Landsat-1 (<https://science.nasa.gov/earth-science/>) a transporté une caméra, un capteur expérimental et un système de relais satellitaire (tableau. 1). Cependant, en raison des effets de l'orbite du satellite, du mauvais fonctionnement des équipements, de la surcharge des appareils d'enregistrement, des interruptions dues aux essais des équipements, des pannes de batterie et du vandalisme, seulement 2 % de toutes les observations des données étaient relayées avec succès pour le système "terrestre" (R W Paulson, 1975; Turner Jr & Woodham, 1980). Le système Landsat-1 Multispectral Scanner (MSS) a été désactivé en janvier 1978, son capteur multispectral avait acquis plus de 300 000 scènes couvrant plusieurs surfaces terrestres du monde.

Landsat-2 a été lancé le 22 janvier 1975 (désactivé en février 1982), et Landsat-3, le 5 mars 1978 (désactivé en mars 1983), avec un calendrier présenté dans la figure 5.



**Figure 5.** Chronologie et historique de la mission Landsat (USGS, 2018) adoptée par (Ridwan et al., 2018).

Continuant à fournir des informations précieuses sur l'état actuel des terres, leurs capteurs multispectraux ont établi le record historique sur l'état et l'évolution de la surface continentale, Landsat 4 (<http://www.earth.nasa.gov/history/landsat/landsat5.html>), lancé le 16 juillet 1982, avec un nouveau capteur plus avancé, le Thematic Mapper (TM) offre une meilleure résolution dans les régions du visible et du proche infrarouge (30 m contre 80 m auparavant) et trois bandes spectrales supplémentaires. Landsat 5 Thematic Mapper est un satellite lancé le 1er mars 1984 par la NASA (<http://www.earth.nasa.gov/history/landsat/>) et géré par Space Imaging Earth Observing Satellite (EOSAT) (une société commerciale) pour acquérir des données de réflectance en utilisant les bandes suivantes (R, G, B, PIR) avec une résolution temporelle répétée tous les 16 jours. Les bandes 1 à 4 s'est située dans un domaine spectral où la lumière traverse l'eau, ce qui a fourni des informations sur sa qualité (Giardino et al., 2001).

**Tableau 1.** Les caractéristiques des données des satellites Landsat (USGS, 2020).

Désignations		Caractéristiques des satellites Landsat										Description d'utilisation
		L8 OLI/TIRS		L7 ETM+		L6 TM		L4-5 MSS*		L1-3 MSS*		
pays		USA										
Type		Scanning radiometer										
Date de lancement		11 Février 2013		15 April 1999		5 octobre 1993		L4 : 16 juillet 1982 L5 : 1 mars 1984		L1 : 23 juillet 1972 L2 : 22 janvier 1975 L3 : 5 mars 1978		
Capteur		OLI/ TIRS		ETM+		TM		MSS				
Dimension d'une scène		180*185 Km		170*183 Km				172*183 Km				
Résolution temporelle		16 jours								18 jours		
Altitude		705 Km								917 km		
Bandes spectrales	L'aérosol/Côtier	Bande 1	0.43–0.45	--	--	--	--	--	--	--	--	
	Bleu	Bande 2	0.45–0.51	Bande 1	0.45–0.52	Bande 1	0.45–0.52	--	--	--	--	Cartographie bathymétrique ; discrimination sol/végétation, cartographie des types de forêts et identification des caractéristiques anthropiques.
	Vert	Bande 3	0.53–0.59	Bande 2	0.52–0.60	Bande 2	0.52–0.60	Bande 1	0.5–0.6 *	Bande 4	0.5–0.6 *	Végétation de pointe ; évaluation de la vigueur des plantes
	Panchromatique	Bande 8**	0.50–0.68	Bande 8**	0.52–0.90	--	--	--	--	--	--	Affiner l'imagerie multispectrale à une résolution plus élevée.
	Rouge	Bande 4	0.64–0.67	Bande 3	0.63–0.69	Bande 3	0.63–0.69	Bande 2	0.6–0.7 *	Bande 5	0.6–0.7 *	Identification du type de végétation ; sols et caractéristiques urbaines
	Proche-infrarouge	Bande 5	0.85–0.88	Bande 4	0.77–0.90	Bande 4	0.76–0.90	Bande 3	0.7–0.8 *	Bande 6	0.7–0.8 *	Détection et analyse de la végétation ; cartographie du littoral et contenu de la biomasse.
	Proche-infrarouge	--	--	--	--	--	--	Bande 4	0.8–1.1 *	Bande 7	0.8–1.1*	
	Cirrus	Bande 9	1.36–1.38	--	--	--	--	Toutes les bandes ont une résolution de 30 mètres, sauf indication contraire * Acquis à 79 mètres, rééchantillonné à 60 mètres ** 15 mètres (panchromatique) T1 = Thermique (acquis à 100 mètres, rééchantillonné à 30 mètres) T2 = Thermique (acquis à 120 mètres, rééchantillonné à 30 mètres)				Détection des nuages Cirrus.
	L'Infrarouge Court -1	Bande 6	1.57–1.65	Bande 5	1.55–1.75	Bande 5	1.55–1.75					Analyse de la teneur en humidité de la végétation et de la sécheresse ; zones brûlées et touchées par le feu ; détection des feux actifs.
	L'Infrarouge Court-2	Bande 7	2.11–2.29	Bande 7	2.09–2.35	Bande 7	2.08–2.35					Détection supplémentaire des feux actifs (surtout la nuit) ; analyse de l'humidité/sécheresse des plantes.
Thermique	Bande 10 T1	10.60–11.19	Bande 6 T2	10.40–12.50	Bande 6 T2	10.40–12.50	Cartographie des températures et estimations de l'humidité du sol.					
Thermique	Bande 11 T1	11.50–12.51	--	--	--	--						

Landsat-6 (<http://www.earth.nasa.gov/history/landsat/landsat6.html>) lancé depuis la base aérienne de Vandenberg à bord d'une fusée Titan II, gérée par la société EOSAT (Earth Observation Satellite Company), mais l'engin spatial n'a pas pu atteindre son orbite après son lancement le 5 octobre 1993 (USGS, 2020).

Landsat-7 a été lancé le 15 avril 1999 (<http://www.earth.nasa.gov/history/landsat/landsat7.html>). Il s'agit du satellite de télédétection de dernière génération exploité pour l'USGS. Créé par la NASA. Le Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) est l'instrument d'observation de la Terre sur Landsat-7 avec une bande panchromatique d'une résolution spatiale de 15 m, il a reproduit les capacités des instruments du Thematic Mapper sur Landsat-4 et 5. L'ETM+ a présenté de nouvelles caractéristiques qui font un instrument plus polyvalent et efficace pour l'étude du changement planétaire, le suivi et l'évaluation de la couverture terrestre et la cartographie de vastes zones.

Landsat-8 est lancé le 11 février 2013 depuis la base aérienne de Vandenberg, en Californie, à bord d'une fusée Atlas-V 401 de l'U.S. Geological Survey, 2015. L'engin spatial est renommé Landsat-8 le 30 mai 2013 lorsque l'USGS a officiellement pris le contrôle de toutes les opérations de la mission (archivage, collecte, diffusion et traitement des données satellitaires) (Roy et al., 2014). Landsat-8 est un nouveau membre de la famille de la télédétection, considéré comme la dernière génération des capteurs multispectraux à moyenne résolution, en orbite solaire-synchrone, avec une altitude nominale de 705 km et une capacité orbitale au tour de la terre toutes les 98,9 minutes. Landsat-8 acquies plus de 400 scènes par jour, soit une augmentation par rapport aux 250 scènes quotidiennes de Landsat 7. Les scènes acquises par Landsat-8 ont une longueur de 185 km avec une fréquence de passage tous les 16 jours. La durée de vie nominale de Landsat-8 est de 5 ans et contient 10 ans de combustible. Pour les opérations de commandement et de télémétrie, les stations terrestres de Landsat-8 sont situées dans les cinq endroits suivants : 1) la station au sol Landsat dans le Dakota du Sud, 2) la station au sol Svalbard en Norvège, 3) la station au sol Alice Springs en Australie, 4) la station au sol Neustrelitz en Allemagne, et 5) la station au sol Gilmore Creek en Alaska. Les fonctions du système au sol sont commandées et contrôlées par un observatoire qui gère les données transmises par le capteur.

Landsat 8 embarque deux capteurs à bord : un capteur multispectral, operational Land imager (OLI) et un capteur infrarouge thermique (TIRS) (tableau. 2), contrairement à l'ancien Landsat où l'imagerie thermique et l'imagerie des bandes réfléchissantes étaient acquises par le même capteur (Ridwan et al., 2018).

**Tableau 2.** Les caractéristiques des produits des données Landsat-8.

<b>Type de produit</b>	Niveau 1T (terrain corrected)
<b>Type des données</b>	6-bit unsigned integer
<b>Format de sortie</b>	GeoTIFF
<b>Taille du pixel</b>	15 meters/30 meters/100 meters (panchromatic/multispectral/thermal)
<b>Projection cartographique</b>	UTM (Polar Stereographic for Antarctica)
<b>Datum</b>	WGS 84
<b>Orientation</b>	North-up (map)
<b>Rééchantillonnage</b>	La convolution cubique
<b>Precision</b>	OLI: 12 meters circular error, 90 percent confidence TIRS: 41 meters circular error, 90 percent confidence

Le capteur OLI est équipé d'un télescope à quatre miroirs avec codification de 12 bits pour chaque image et une résolution spatiale moyenne de 30 m. Caractérisé par la capacité de collecter des données pour différents spectres, notamment : - l'aérosol-côtier, (bande 1) qui détecte les bleus et les violets foncé dont elle est utilisée pour cartographier les eaux peu profondes et suivre les particules fines telles que, la poussière et la fumée. Le visible (VIS) ; le proche infrarouge (NIR) ; l'infrarouge à ondes courtes (SWIR) et la bande panchromatique à 0,4-2,5  $\mu\text{m}$ . D'autre part, le TIRS collecte des images dans la région thermique à 10-12,5  $\mu\text{m}$ . Les spécifications de l'OLI/TIRS sont présentées dans le tableau 2. Les caractéristiques de la bande sont presque similaires à celle de la bande 2. Cependant, les différences peuvent être observées en contrastant et en mettant en évidence les zones du bleu profond (Z. Sun et al., 2017). Les bandes 2, 3 et 4 sont visibles en bleu, vert et rouge (Ridwan et al., 2018).

Les applications de Landsat-8 sont rapidement améliorées dans diverses études aquatiques, en particulier dans la surveillance du phytoplancton, offrant des possibilités avancées de quantification synoptique et à grande échelle (Bresciani et al., 2018; Olmanson et al., 2016; Wei et al., 2019; Yadav et al., 2019)

## II.2- Les corrections radiométriques et atmosphériques

Les observations depuis l'espace permettent d'évaluer fréquemment et à grande échelle la qualité des eaux marines. La télédétection de la qualité des eaux a fait l'objet de nombreux efforts (Deschamps *et al.*, 1983; H.-R. Gordon *et al.*, 1997). Cette dernière est basée sur la mesure des photons solaires qui traversent l'atmosphère (directement ou indirectement), en interaction avec la colonne de l'eau de mer, puis traversent à nouveau l'atmosphère avant d'atteindre le capteur. Les effets d'absorption et de diffusion de l'atmosphère modifient les données de télédétection. Ces interactions se produisent lorsque le rayonnement électromagnétique passe entre le soleil, la surface de la Terre et le capteur au sol. Dans ce cas, la récupération précise des propriétés optiques inhérentes sera perturbée (Jacquemoud, 2006). L'image prise par le capteur contient un bruit additif ajouté au contenu du pixel ce qui reflète les distorsions et les perturbations dues aux effets atmosphériques, aux vibrations du capteur et autres (R. G. Lathrop *et al.*, 1991). Ces images peuvent poser des problèmes de redondance des informations (Chitroub, 2007), cette perturbation est également due à la diffusion du champ du rayonnement par les molécules et les aérosols. Dans le meilleur des cas, le signal marin recherché est généralement de 10% du signal total de la couche supérieure de l'atmosphère (TOA) mesuré par le capteur spatial (Dandonneau *et al.*, 2004). Par conséquent, des méthodes de correction atmosphérique précises et pratiques doivent être appliquées pour trouver la réflectance exacte (Majozi, 2011).

La correction atmosphérique est une étape très critique et essentielle, elle peut être quantifiée avec précision (H.-R. Gordon *et al.*, 1997; H. R. Gordon & Wang, 1994; Ruddick *et al.*, 2006). Il est possible de corriger le signal reçu par le capteur en fonction des longueurs d'onde utilisées pour estimer la qualité de l'eau. Le signal marin dans ces longueurs d'onde peut être déterminé par la réflectance de surface, dont il constitue le seul paramètre spectrale qui permet l'étude de la biologie marine depuis l'espace (Bécu, 2004).

Plusieurs méthodes sont utilisées pour effectuer les corrections atmosphériques, dont l'une des plus fiables est la mesure in-situ de la réflectance de surface de l'eau par des instruments spécifiques. Ces mesures peuvent être utilisées dans un premier temps pour calculer l'influence de l'atmosphère en soustrayant la réflectance du sommet de l'atmosphère pour récupérer la réflectance ressortie de l'eau par l'image (Majozi, 2011). D'autres méthodes telles que la modélisation atmosphérique basée sur les caractéristiques du capteur et de l'image enregistrée ont prouvé leur efficacité pour éliminer les perturbations dues à l'atmosphère, comme la méthode Dark object substration (DOS) et la méthode FIAASH.

### - La correction atmosphérique (DOS)

Afin d'atténuer les effets atmosphériques enregistrés par le satellite, la soustraction d'objets sombres (DOS) appartient à la famille des méthodes de correction atmosphérique, elle est simple d'utilisation et n'utilise que des informations issues de l'image elle-même, elle vise à expliquer l'erreur radiométrique additive par le décalage de l'histogramme. L'approche DOS suppose l'existence de tels objets qui ont une réflectance de surface nulle ou quasi nulle (Norjamaki & Tokola, 2007). L'hypothèse de base est que certains pixels de l'image sont en pleine obscurité et que leurs radiances reçues par le satellite sont dues à la diffusion atmosphérique (radiances de trajectoire). Cette hypothèse est combinée au fait que très peu de cibles à la surface de la Terre sont absolument noires, de sorte qu'une réflectance minimale supposée de 1% est meilleure que 0% (Chavez Jr, 1989). Ainsi, la précision des techniques basées sur les images est généralement utile lorsqu'aucune mesure atmosphérique n'est disponible, elles sont très utiles car elles peuvent améliorer l'estimation de la réflectance de surface (J. A. Sobrino et al., 2004). Ces méthodes sont idéales pour corriger des images historiques car elles ne nécessitent pas de mesures radiométriques sur le terrain. Cependant, elles requièrent la présence d'un objet sombre, tel qu'un lac ou une structure artificielle (équation. 1).

$$L_p = L_{min} - L_{D01\%} \quad (1)$$

Où :

- $L_{min}$ : La radiance qui correspond à la valeur numérique pour laquelle la somme de tous les pixels avec le compte numérique inférieur ou égal à cette valeur est égale à 0,01% pour tous les pixels de l'image considérée (J. A. Sobrino et al., 2004), donc la radiance obtenue avec la valeur numérique ( $DN_{min}$ );
- $L_{D01\%}$ : La radiance de l'objet sombre, supposée avoir une valeur de réflectance de 0,01.

En particulier, pour les images Landsat (équation. 2):

$$L_{min} = M_L * DN_{min} + A_L \quad (2)$$

- $M_L$  : Facteur de redimensionnement multiplicatif spécifique à la bande, extrait à partir des métadonnées Landsat (RADIANCE\_MULT\_BAND\_x, où x est le numéro de la bande) ;
- $A_L$  = Facteur de redimensionnement additif spécifique à la bande, extrait à partir des métadonnées Landsat (RADIANCE\_ADD\_BAND\_x, où x est le numéro de la bande) ;
- $DN_{min}$  = Valeurs des pixels des produits standard quantifiés et calibrés (DN).

Le rayonnement de Dark Object est donné par (J. A. Sobrino et al., 2004) :

Les corrections radiométriques permettent également d'uniformiser les comptes numériques (CN) entre plusieurs images en éliminant les effets de l'inclinaison solaire qui varie au cours de l'année ou ceux liés au vieillissement des détecteurs (équation. 3).

$$L_{D01\%} = 0.01 * [(ESUN_{\lambda} * \cos\theta_s * T_z) + E_{Down}] * T_v / (\pi * D^2) \quad (3)$$

Où :

- $ESUN_{\lambda}$ : L'rradiance solaire moyenne exo-atmosphérique ;
- $T_v$ : La transmission atmosphérique dans la direction de l'observation ;
- $T_z$ : La transmission atmosphérique dans la direction de l'éclairage ;
- $E_{down}$ : L'irradiation diffuse vers le bas.

Les effets de l'atmosphère (c'est-à-dire les perturbations sur la réflectance qui varient avec la longueur d'onde) doivent être pris en compte pour mesurer la réflectance au sol.

Il existe plusieurs techniques de correction atmosphérique DOS (DOS1, DOS2, DOS3, DOS4), basées sur des hypothèses différentes concernant  $T_v$ ,  $T_z$ , et  $E_{down}$ . La technique la plus simple est la DOS1, repose sur les hypothèses suivantes :  $T_v = 1$ ,  $T_z = 1$  et  $E_{down} = 0$  (Moran et al., 1992)

Par conséquent, le trajet de la radiance est donnée par l'équation 4:

$$L_p = M_L * DN_{min} + A_L - 0.01 * [(ESUN_{\lambda} * \cos\theta_s) / (\pi * D^2)] \quad (4)$$

Et la réflectance de la surface terrestre qui en résulte est donnée l'équation. 5 :

$$\rho = \frac{[\pi * (L_{\lambda} - L_p) * d^2]}{(ESUN_{\lambda} * \cos\theta_s)} \quad (5)$$

Où :

- $\rho$ : La réflectance de la surface ;
- $L_{\lambda}$  : La radiance spectrale du capteur (radiance at-satellite) ;
- $d$ : La distance Terre-Soleil en unités astronomiques (fournie par le fichier des métadonnées Landsat 8) ;
- $ESUN_{\lambda}$ : Irradiances solaires exo-atmosphériques moyens ;

- $\theta_s$ : L'angle zénithal solaire en degrés, qui est égal à  $\theta_s = 90^\circ - \theta_e$  où  $\theta_e$  est l'élévation du Soleil.

Les valeurs ESUN [ $W / (m^2 * \mu m)$ ] pour Landsat-8 OLI sont fournies par l'équation 6. <https://grass.osgeo.org/grass78/manuals/i.landsat.toar.html> :

$$ESUN = (\pi * d^2) * RADIANCE\_MINIMUM / REFLECTANCE\_MAXIMUM \quad (6)$$

### II.3- La température de la surface de la mer (TSM)

En général, le développement des algorithmes de la température de surface (TS) n'est pas une tâche facile, en raison des difficultés à corriger l'absorption atmosphérique, les émissions atmosphériques et l'émissivité de surface (Watts et al., 1996). Les algorithmes d'extraction de la température de surface de la mer (TSM) sont structurés selon le même principe que ceux de la température de la surface de la terre (TST). Cependant, le calcul des paramètres de modélisation ou d'ajustement est différent (J. Sobrino et al., 1991). Plusieurs travaux sur les techniques d'extraction de la température de la surface, sa précision, et ses applications à l'étude des phénomènes sont publiés (Shaik et al., 2019; Tavares et al., 2019).

Le compte numérique des bandes thermiques est converti en température de luminosité et, de plus, en température de surface de la mer (TSM) afin de tirer une analyse quantitative des données de télédétection thermique en utilisant des métadonnées pour chaque image, puis à la température de luminosité du capteur (haut de l'atmosphère). La correction radiométrique de la bande thermique consiste d'abord à convertir les valeurs en radiance spectrale, puis à convertir la radiance spectrale en température de brillance. Cette conversion nécessite deux constantes d'étalonnage :  $K_1$  et  $K_2$  (équation. 7). La température résultante est en degrés Kelvin pour chaque pixel de l'image.

Où :

$$T_b(K) = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_\lambda} + 1\right)} \quad (7)$$

- $T_b$ : La température de brillance [Kelvin] ;
- Ln: Logarithme naturel ;
- $K_1$ : La constante de calibrage 1 [ $Watt / m^2.sr.\mu m$ ] ;
- $K_2$ : La constante de calibrage 2 [Kelvin].

La calibration de la radiance des images est effectuée à l'aide des équations extraites directement de la série "Handbook Users Data", qui contient les spécifications techniques des capteurs Landsat (TM, ETM, et TIRS).

Nous pourrions déterminer la température de surface précise en corrigeant directement l'interférence atmosphérique afin d'obtenir la température réelle de la cible (TSM). [Weng, Lu, & Schubring, 2004](#) ont donné une équation approximative comme méthode (équation. 8):

$$T(^{\circ}\text{C}) = \frac{T_b}{1+(\lambda T_b/\rho)\ln \varepsilon} - 273,15 \quad (8)$$

Où :

- $\lambda$  : La longueur d'onde pour les bandes infrarouges thermiques TM et ETM et TIRS, est fixée à :  $11,5 \cdot 10^{-6}$  m ;
- $\rho = h * C/\sigma$ ,  $1,438 \cdot 10^{-2}$  m K;
- $\sigma$  : La constante de Boltzmann,  $1,38 \cdot 10^{-23}$  j K<sup>-1</sup>;
- $h$  : La constante de Planck,  $6,626 \cdot 10^{-34}$  J S,  $6,626 \cdot 10^{-34}$  J S ;
- $C$  : La vitesse de la lumière =  $2,998 \cdot 10^8$  m/s.
- $\varepsilon$  : L'émissivité de l'objet terrestre pour l'eau de mer peut être fixée à : 0,985 ([Xing et al., 2006](#)).

## II.4- Le satellite complémentaire

### a- Sentinelle-2

Sentinel-2 est un satellite d'imagerie optique haute résolution, lancé en juin 2015 par l'Agence spatiale européenne (ESA), dédié à l'observation et à l'acquisition systématique de données sur la Terre entre  $-56^{\circ}$  et  $84^{\circ}$  ([Gascon et al., 2017](#)). Le satellite Sentinel 2 embarque deux capteurs (Sentinel-2A et Sentinel-2B) et chacun d'eux contient une charge utile d'imagerie appelé MSI (Multi-Spectral Instrument), il est proposée en format ortho-rectifié avec correction atmosphérique et masquage des nuages. Ces images ont une haute résolution spatiale variant de (10 à 60 m) selon les bandes, un large champ de vision de 295 km pour les observations multispectrales dont 13 bandes dans le visible, le proche infrarouge et l'infrarouge à ondes courtes du spectre électromagnétique. L'orbite est héliosynchrone à une altitude de 786 km et une fréquence de revisite dans les mêmes conditions d'observation pendant cinq jours à l'équateur, dans un nœud descendant à 10h30. Cette heure locale été choisie comme le meilleur compromis entre la minimisation de la couverture nuageuse et la garantie d'un éclairage solaire adéquat. Bien que le satellite soit conçu pour des observations terrestres, il offre également des possibilités pour mener des études sur le littoral et de surveiller la qualité de l'eau de mer ([De Keukelaere et al., 2018](#)).

## **Chapitre III : Les paramètres hydro-biologiques estimés par satellite**

### III.1 La transparence de l'eau de mer (clarté)

La lumière est un facteur fondamental dans l'évaluer les écosystèmes aquatiques, elle contribue aux processus biotiques et abiotiques. Plusieurs facteurs, dont la matière organique dissoute colorée (CDOM), les concentrations de la chlorophylle et les sédiments en suspension peuvent atténuer la pénétration de la lumière dans les masses d'eau (Ferrari & Dowell, 1998; Fleming-lehtinen & Laamanen, 2012; Susanne Kratzer et al., 2003; F. Wang et al., 2006). La transparence de l'eau de mer peut être mesurée par la profondeur du disque de Secchi (PDS), un outil pratique qui mesure la profondeur de pénétration de la lumière dans l'eau (Khanna et al., 2009). Elle dépend à la fois de la couleur de l'eau et de la diffusion de la lumière (Udy et al., 2005), elle est souvent utilisée comme indicateur de l'état trophique et écologique de la qualité de l'eau (Kaika, 2003; Lewis et al., 1988; Søndergaard et al., 2005).

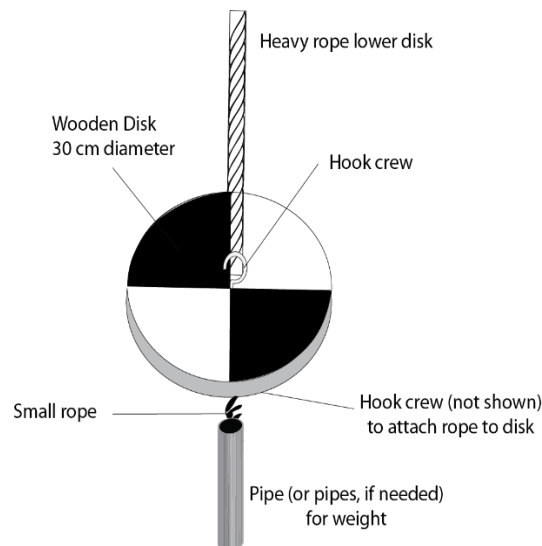
L'approche traditionnelle pour étudier la clarté de l'eau est la collecte des données in-situ, ces méthodes sont relativement coûteuses et difficiles à réaliser (Giardino et al., 2001; Masocha et al., 2018), en particulier lorsque la couverture spatiale et temporelle est largement significative (Luis et al., 2019; Majozi, 2011). Actuellement, la synchronisation des techniques de télédétection avec les mesures in-situ et la modélisation numérique constitue un outil stratégique pour évaluer et surveiller la transparence de l'eau et les variations trophiques à l'échelle mondiale et régionale, car elle facilite les enquêtes fréquentes sur de grandes zones et fournit des données rentables pour les études qui nécessitent une analyse spatiale et temporelle à plusieurs échelles.

La plupart des modèles établis pour l'estimation de la PDS ont été développés en utilisant des systèmes satellitaires traditionnels (c'est-à-dire des capteurs de la couleur de l'océan), à savoir Radiomètre avancé à très haute résolution (AVHRR), capteur Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS), Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) et Geostationary Ocean Color Imager (GOCI) (M Doron et al., 2011; Susanne Kratzer et al., 2003; Mao et al., 2018). Ces capteurs sont relativement utilisés en pleine mer et leur résolution spatiale est étendue (~250 à 1000 m). Les capteurs Landsat ont prouvé leur efficacité dans de nombreuses études côtières en fournissant des données continues et à résolution moyenne (Ren et al., 2018; Serbina & Miller, 2014).

### III.1.1 Le disque de Secchi

Le disque de Secchi porte le nom du Professeur "Secchi", le premier qui a décrit ses propriétés et son utilisation (Figure.6). Il est largement utilisé pour mesurer la transparence de l'eau ; ce disque n'a jamais été normalisé par rapport à ses propriétés physiques. Cependant, de nombreuses recherches sont consacrées à l'étude de son utilité en tant qu'instrument pratique pour mesurer la lumière du jour sous l'eau (A Cialdi & Secchi, P, 1967).

Plusieurs essais sur la transparence de l'eau de mer sont effectués par Mr. Secchi et le commandant Cialdi pendant la croisière au cours de laquelle, les premières expériences sur le disque de Secchi ont été effectuées. Ils ont énuméré les influences de la taille et de la couleur du disque, la direction et l'intensité la lumière, l'altitude du soleil, la hauteur de l'observateur au-dessus de l'eau, et de la clarté du ciel. Des expériences menées en Méditerranée ont montré que la profondeur de visibilité augmente avec la blancheur du disque et l'altitude du soleil (Frederick, 1970).



**Figure 6.** Disque de Secchi (<http://www.iopan.gda.pl/rbdo/mekodb/litus/manual.htm>).

Les mesures de transparence menées par Uda, 1963 ont montrés que la transparence de l'eau est souvent utiles pour vérifier la productivité indiquée par les valeurs relatives de la teneur en oxygène dissous dans les couches supérieures de l'océan. Les sédiments en suspension exercent une forte influence sur les profondeurs du disque de Secchi, de sorte que celles-ci sont largement variables et dépendantes de la charge des sédiments en suspension dans l'eau (Kloiber, Brezonik, Olmanson, et al., 2002; Susanne Kratzer et al., 2003; Sawaya et al., 2003).

Les biologistes ont établi des relations utiles entre les profondeurs du disque de Secchi et le coefficient d'atténuation diffuse ou d'extinction verticale pour l'irradiation descendante, ce coefficient est la somme des coefficients des propriétés d'absorption et de diffusion d'une masse

d'eau (Preisendorfer, 1986). Généralement, le coefficient d'atténuation diffuse verticale ( $K_d$ ) est un produit pour estimer deux paramètres de la clarté de l'eau : La profondeur de la zone euphotique ( $Z_{eu}$ ) et la profondeur du disque de Secchi (PDS). Le coefficient d'atténuation diffuse verticale ( $K_d$ ) peut être estimé en mesurant la diminution de l'irradiance descendante avec la profondeur (Gomes, 2018).

#### a. Les propriétés optiques du disque Secchi

Pour chaque classe de clarté de l'eau, le pourcentage des valeurs de transmission lumineuse déterminer par  $K$  en utilisant la loi de Beer (équation. 1) :

$$K = \frac{\ln(L_z/L_0)}{-Z} \quad (1)$$

Où :

- $K$ : Le coefficient d'atténuation de la lumière ( $m^{-1}$ );
- $L_z$ : PAR (radiation photosynthétiquement active) à la profondeur  $Z$  ( $\mu \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ );
- $L_0$ : PAR (radiation photosynthétiquement active) à la surface ( $\mu \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ );

Le coefficient d'atténuation de la lumière peut être calculé en utilisant la profondeur du disque de Secchi (équation. 2):

$$K = \frac{a}{Z_{secchi \text{ disque}}} \quad (2)$$

Où :

- $a$  : constante dérivée des propriétés de la réflectance et du rapport d'absorption par diffusion entre les masses d'eau turbides et claires.

Cette relation est jugée utile dans l'étude de l'écologie des poissons telle que, rapportée par (Murphy, 1959), et dans l'étude de la productivité organique primaire des océans par Ryther & Yentsch, 1957 entre autres, Holmes, 1970 a suggéré que la constante 1,7 dans l'équation de Poole et Atkins soit remplacée par une valeur de  $a = 1,44$  pour déterminer le coefficient d'extinction en eau trouble. Les constantes sont estimées pour chaque classe de clarté de l'eau sur la base de la valeur de la littérature rapportée pour la clarté de l'eau des estuaires (Keefe et al., 1976; Landwehr et al., 1999; Smith et al., 2006). Le calcul réel est dérivé de l'équation. 3 :

$$a = K_{PAR} \cdot Z_{PAR} \quad (3)$$

Où :

$K_{PAR}$  : Le coefficient moyen d'atténuation de la lumière PAR dans la colonne d'eau ( $m^{-1}$ ) ;

$Z_{PAR}$  : Profondeur du disque de Secchi (m) au PAR.

La profondeur verticale de Secchi (PDS) est utilisée pour évaluer la clarté de l'eau, elle agit comme un proxy de la transparence de l'eau (Alessandro Cialdi & Secchi, 1865; Collier et al., 1968; Fleming-lehtinen & Laamanen, 2012; Trees et al., 2005; Tyler, 1968).

### III.2. Le phytoplancton

Les espèces phytoplanctoniques sont des petits organismes qui se déplacent avec les courants (Frontier & Pichod-Viale, 1993). Ce sont des organismes unicellulaires présents dans toutes les mers. Ils peuvent rapidement coloniser une couche d'eau entière en se multipliant par division cellulaire dans des conditions spécifiques. Le phytoplancton peut être divisé en trois classes de taille : le microplancton (20-200  $\mu m$ ), le nanoplancton (2-20  $\mu m$ ) et le picoplancton (0,2-2  $\mu m$ ). Le picoplancton représente 90 % de la production totale de la chlorophylle dans les eaux côtières et celles du large (Bricaud & Morel, 1986b). Le phytoplancton constitue 45 % de la production primaire sur terre (Field, 1998) et joue un rôle important dans la régulation de la concentration du  $CO_2$  atmosphérique en le séquestrant et en le transportant vers les eaux profondes, où une grande quantité d'oxygène est produite (Feki-Sahnoun, 2013; Ricard, 1987).

Ces espèces peuvent être mobiles ou fixes, elles peuvent être pélagiques ou benthiques (Ricard, 1987), libres, symbiotes ou parasites et certaines se développent même à l'intérieur des sédiments (Couté & Bernard, 2001; Mur et al., 1999; Sournia, 1986). Elles sont rencontrées dans presque tous les écosystèmes aquatiques (Ricard, 1987). Les espèces non chlorophylliennes telles que, les euglénophycées sont également classées dans le domaine que l'on définit sous le terme de microalgues (Hamza, 2003).

Les espèces de phytoplancton colonisent différents biotopes aquatiques (Fogg, 1983), certaines vivent dans des eaux froides, tempérées et intertropicales, d'autres dans des eaux douces, saumâtres ou salées. Certaines espèces supportent des températures très basses, d'autres sont enregistrées dans les eaux thermales (Skulberg, 1996; Stickney et al., 2000).

L'étude du phytoplancton présente un intérêt considérable vu son rôle dans la régulation du climat et dans le fonctionnement des écosystèmes marins, en particulier ceux exploités par l'Homme (pêche, aquaculture et tourisme) (Malmqvist & Rundle, 2002). L'environnement à différentes échelles influence la composition chimique, la physiologie et la morphologie des

cellules phytoplanctoniques (Fontes et al., 1991) par divers facteurs (lumière, nutriments et température) (Kheireddine, 2014).

L'étude des distributions spatio-temporelles des communautés de phytoplancton permet d'avoir une perspective claire des écosystèmes marins et côtiers (R. E. Torrecilla et al., 2009). La quantification des espèces phytoplanctoniques, est un moyen efficace d'évaluer la qualité de l'eau de mer et l'état des écosystèmes (Johnson et al., 2013; K. H. Lee et al., 2017; Wei et al., 2019). Ces espèces sont très sensibles aux changements environnementaux et à l'eutrophisation (Tepanosayn et al., 2017), en particulier dans les écosystèmes côtiers où les activités anthropiques sont intenses (Zhai et al., 2013). Le phytoplancton est considéré comme un indicateur de la qualité de l'eau (Barton et al., 2013; Franks et al., 2013; L.M. Fuller et al., 2011; Johnson et al., 2013; K. H. Lee et al., 2017, 2019), il est vulnérable aux changements de l'environnement et directement relié à l'eutrophisation (Tepanosayn et al., 2017). Son activité dans les eaux côtières est plus sensible qu'en pleine mer (Zhai et al., 2013). La prolifération d'algues dans des conditions d'eutrophisation (ex ; l'augmentation des apports de nutriments et des températures favorables) peut dégrader de manière significative la qualité de l'eau de mer, ce phénomène accélère la croissance d'algues nuisibles qui perturbent considérablement les écosystèmes côtiers (Richardson, 2004), en entraînant une diminution de l'oxygène dissous, la mort subséquente des poissons, des troubles respiratoires des organismes et une diminution de la transparence de l'eau (Al-Shehhi et al., 2012; Ghanea et al., 2016; Richlen et al., 2010). Les phénomènes d'eutrophisation peuvent également avoir un impact économique négatif, notamment des pertes pour l'aquaculture côtière, une augmentation des coûts de dessalement d'eau et une détérioration des espaces des loisirs et du tourisme (Harvey & Menden-Deuer, 2012; K. H. Lee et al., 2016; Tillmann et al., 2016).

Les populations du phytoplancton, par leurs interactions avec le milieu environnant, constituent un élément de premier ordre pour la connaissance des perturbations causées dans les écosystèmes côtiers par les eaux d'origine continentale, les cellules algales subissent toutes les conséquences des modifications des caractéristiques de leur environnement en se développant dans une masse d'eau où elles flottent (Glibert & Burkholder, 2006).

Les diatomées et les dinoflagellés jouent un rôle clé dans les écosystèmes marins et les cycles biogéochimiques (Barton et al., 2013; Cushing, 1989), ces catégories sont les plus dominantes en matière de quantité et d'abondance dans les zones côtières (Illoul et al., 2008). Elles peuvent être facilement introduites et transportées par les courants marins, les coques de navire, ou rejetées avec l'eau ou les sédiments contenus dans les ballasts des navires (G M Hallegraeff & Bolch, 1992). Les

fluctuations des diatomées et des dinoflagellés peuvent avoir un impact sur les processus de l'ensemble de la chaîne alimentaire (Leterme et al., 2006).

En effet, dans certaines circonstances, l'efflorescence phytoplanctonique peut se produire, ce phénomène peut être naturel ou favorisé par une pollution terrigène (nitrates, phosphates). Dans ce dernier cas, les efflorescences intenses et longues peuvent conduire à des "zones mortes", dues à la consommation de tout l'oxygène dissous dans l'eau pendant la nuit ou à l'émission des toxines par certaines espèces de plancton (Karlsson et al., 2008).

### **III.2.1- Les diatomées**

Les diatomées (phylum Bacillariophyta) sont des algues eucaryotes unicellulaires dont la taille varie de 2 µm à environ 500 µm, présentes dans la plupart des écosystèmes aquatiques, elles appartiennent au royaume des Chromistes et ce sont des espèces sœurs d'autres classes importantes d'algues présentes dans les écosystèmes marins et d'eau douce, comme les Chrysophycées, les Synurophycées, qui sont quantitativement, le groupe le plus abondant dans les eaux estuariennes et côtières (De Reviere, 2003; Paulmier, 1993). Elles sont dépourvues de flagelles et leurs mouvements se font grâce à la sécrétion de mucilage, qui sert également à fixer les cellules entre elles au sein des colonies ou à permettre l'adhésion au substrat benthiques (Canter-Lund & Lund, 1995). Pour lutter contre la sédimentation, les cellules sont souvent munies d'extensions qui leurs permettent d'augmenter en surface. De plus, la formation de colonies peut contribuer à la réduction de la vitesse de sédimentation, en particulier pour les espèces formant des chaînes en spirale (Peperzak, 2003). Ces micro-organismes sont unicellulaires ou coloniaux et sont communément divisés en deux groupes : les diatomées centrales qui ont une symétrie radiale et les diatomées pennées qui ont une symétrie bilatérale (Canter-Lund & Lund, 1995).

Les diatomées reflètent également la qualité de l'environnement et on définit même un indice de diatomées pour la classification selon les taxons (Prigiek et al., 1996). Ces organismes photosynthétiques possèdent un ou plusieurs chloroplastes. Le nombre de chloroplastes est relativement constant à l'intérieur d'un genre. Les chloroplastes sont constitués de chlorophylles a et c, et contiennent également des pigments accessoires (fucoxanthine et B-carotène) qui leurs donnent leur couleur brune caractéristique. L'énergie de la photosynthèse est stockée sous forme de chrysolaminarine et de lipides, formant de petites gouttes à l'intérieur des cellules (Rimet, 2012; Round et al., 1990). Les cellules des diatomées contiennent également les organes intracellulaires classiques des cellules eucaryotes.

Le cycle de vie des diatomées, comme celui de nombreux autres protistes eucaryotes, comporte deux phases ; la première phase correspond à la reproduction asexuée. Une simple division mitotique aura lieu, et chaque cellule fille conserve une des valves de la cellule mère. La nouvelle partie de la frustule est toujours formée à l'intérieur de celle du parent. En raison de la rigidité de la paroi cellulaire, les valves nouvellement formées sont légèrement plus petites que la valve parentale. Au fur et à mesure que les cellules se divisent, on observe une réduction de la taille des cellules (Rimet, 2012). La deuxième phase est la reproduction sexuelle qui permet aux cellules de retrouver leur taille maximale, des gamètes sont produits. Selon le taxon, la reproduction est isogamique ou hétérogène. Une auxospore est produite, se développe et se divise par mitose pour produire deux cellules (Rimet, 2012).

### **III.2.1.1- Les Diatomées et les activités anthropiques**

Les diatomées peuvent être un excellent indicateur de la qualité de l'eau (Anderson & Vos, 1992), cette communauté a fait preuve d'une grande vulnérabilité et de réactions directes au réchauffement climatique, dont les êtres humains sont les premiers responsables (Berthon et al., 2014; Rimet, 2012), par exemple un changement de température affecte le développement des diatomées (Patrick, 1971).

Plusieurs auteurs ont signalé que les niveaux de pollution augmentent au fur et à mesure que la composition des assemblages des diatomées s'homogénéise dans les régions touchées par l'eutrophisation (Leira & Sabater, 2005; Pan et al., 2000; Tornés et al., 2007). La communauté des diatomées est exclusivement altérée par l'activité humaine. Cependant leurs microalgues toxiques ont une préoccupation importante pour les scientifiques. D'autre part, certains auteurs ont voulu déterminer s'il existe un seuil au-delà duquel la pollution l'emporte sur les écorégions en considérant les assemblages de diatomées (Rimet, 2012). En générale, le carbone inorganique, le phosphore, l'azote, et la silice sont des nutriments indispensables pour croissance et reproduction des diatomées, la moindre variation peut entraîner une déstabilisation dans la production des espèces (KELLY, 1998) d'autre part, la capacité d'adaptation des diatomées aux variations de la concentration de la salinité (NaCl, MgCl<sub>2</sub>) est parfois élevée grâce à leur pouvoir d'osmorégulation (diatomées euryhalines) ou au contraire très limitée (diatomées sténohalines) (Bouchez Dorigo, U., Rimet, F., 2010).

### **III.2.2- Les Dinoflagellés**

Les dinoflagellés sont un groupe de phytoplancton eucaryote unicellulaire à flagelles, comprenant environ 2000 espèces, sont des algues unicellulaires flagellées, la plupart d'entre eux sont mobiles, comprennent 20 ordres, dont 5 sont parasitaires (A. Rolland, 2009). Elle peut apparaître "nue" ou armée d'une thèque formée par des plaques celluloses qui peuvent disparaître dans certaines conditions environnementales. La taxonomie de ces microorganismes est basée sur le nombre et la disposition des plaques (Collos et al., 2004). Les pores apicaux, les extensions des plaques et les épines peuvent également apparaître chez certaines espèces. Les dinoflagellés ont développé des stratégies nutritionnelles alternatives telles que, la mixotrophie et l'hétérotrophie ce qui leur permet d'être dominants dans un environnement où les nutriments inorganiques ne seront pas en quantité et en qualité suffisantes pour répondre à leurs besoins nutritionnels (Masó & Garcés, 2006).

Les chlorophylles a et c sont les deux principaux pigments photosynthétiques des cellules dinoflagellés. La péridinine, qui fait partie des pigments accessoires de la xanthophylle, est responsable de la couleur dorée bien que les cellules puissent apparaître jaunâtres ou même brunes. La reproduction sexuelle peut avoir lieu mais la reproduction asexuée prédomine par la formation d'aplanospores (spores non flagellées) et/ou par division cellulaire (De Reviere, 2003). Pendant la diapause, la formation des kystes peut être considérablement accentuée (Carty, 2003). Le cycle de vie des dinoflagellés explique leur capacité à former des efflorescences algales. Ce phénomène de "bloom" (généralement accompagné d'une forte concentration d'ammonium et de nitrate) est souvent lié à la remise en suspension des kystes et au développement des cellules végétatives (Feki-Sahnoun, 2013). Les conditions oligotrophiques de la Méditerranée favorisent la prolifération des dinoflagellés, organismes typiques des eaux pauvres en nutriments (Collos et al., 2004; Masó & Garcés, 2006).

#### **III.2.2.1- Les dinoflagellés et les activités anthropiques**

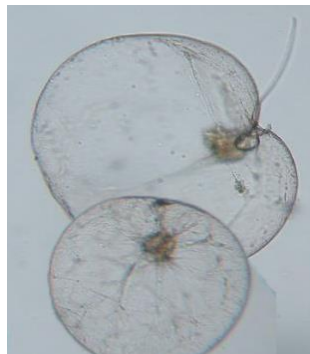
Les contaminants chimiques peuvent affecter négativement les activités métaboliques des cellules végétatives de diverses espèces de phytoplancton, en inhibant leur croissance et leur survie à des concentrations déterminées (Herzi et al., 2013; MiaoI & Wang, 2006; W.-X. Wang et al., 2005). Dans plusieurs études, les dinoflagellés servent d'espèces indicatrices pour suivre les processus d'eutrophisation anthropique dans les régions côtières (Aydin et al., 2015; Narale & Anil, 2017; Zonneveld & Pospelova, 2015). Environ 87 espèces de dinoflagellés sont responsables de la prolifération des algues, provoquant une décoloration de l'eau et produisant diverses toxines (Moestrup et al., 2009; Narale & Anil, 2017). Dans des conditions de pollution particulière, de

nombreuses espèces de dinoflagellés, en particulier du genre *Alexandrium*, produisent une série de toxines à potentiel paralysant qui ont un impact considérable sur la santé humaine et environnementale donc constituer une menace et un obstacle pour le développement de l'aquaculture, ainsi que sur l'économie du tourisme (Bouchouicha Smida et al., 2012; Vingiani et al., 2020). L'intoxication par les fruits de mer chez l'Homme est due aux toxines provenant des dinoflagellés marins (Khora, 2015). En raison des concentrations élevées de nutriments, la prolifération de *Noctiluca scintillans*, *Trichodesmium spp.* And *Chaetoceros curvisetus* augmente continuellement le long des baies à forte population (Begum et al., 2015; Dharani et al., 2004; Eashwar et al., 2001; Miyaguchi et al., 2006).

### III.2.2.2- *Noctiluca Scintillans*

*Noctiluca Scintillans* (Figure.7) est abondante à la marée rouge dans les eaux froides et chaudes de la mer. C'est un dinoflagellé planctonique marin non armé et bioluminescent. *N. scintillans* se présente sous deux formes : *Noctiluca* rouge et *Noctiluca* verte. La première est hétérotrophe non photosynthétique, elle se nourrit principalement de petits organismes planctoniques tels que les diatomées (source de nourriture préférée) ou des bactéries par phagocytose (Sournia, 1986). Cependant, le second contient le symbiote photosynthétique *Pedinomonas noctilucae* (Sweeney, 1976), il se nourrit également d'autres planctons lorsque la nourriture est moins abondante. La *Noctiluca* rouge est largement présente dans les régions côtières tempérées à subtropicales du monde, elle est particulièrement abondante là où les diatomées dominent, dans les zones d'eutrophisation ou les zones d'upwelling où la productivité est élevée. La *Noctiluca* verte est beaucoup plus limitée à une plage de température de 25 à 30 °C et se trouve principalement dans les eaux tropicales de l'Asie du Sud-Est, dans le golfe du Bengale, à l'Est, à l'Ouest et au Nord de la mer d'Oman et de la mer Rouge ; récemment, elle est devenue très abondante dans le golfe d'Oman. La répartition de la *Noctiluca* rouge et de la *Noctiluca* verte se chevauche à l'Est, au Nord et à l'Ouest de la mer d'Oman, avec un changement saisonnier de l'abondance de la *Noctiluca* verte dans le mélange convectif plus frais et hivernal. La *Noctiluca* rouge est plus productive pendant la saison estivale où elle est plus oligotrophe (Dodge & Hart-Jones, 1982; Fukuyo, 1990; Gustaaf M Hallegraeff & Bolch, 1991; Harrison et al., 2011; Grethe R Hasle et al., 1996). Cette espèce ne produit pas de toxines, mais la floraison de *N. scintillans* a été associée à de grandes agrégations des poissons et d'invertébrés marins tués. Les niveaux d'accumulation d'ammoniac toxique peuvent ensuite être excrétés dans les eaux environnantes et finir par agir comme un agent tueur dans les efflorescences (Fukuyo, 1990; Okaichi, 1976).

La variation de la densité, de la taille et de la composition pigmentaire des cellules des espèces, donne aux communautés phytoplanctoniques une signature optique distincte qui peut affecter la luminosité spécifique de la colonne d'eau et le signal détecté par satellite (Hoepffner & Sathyendranath, 1993; Roesler et al., 1989; Ulloa et al., 1994). Les techniques de télédétection ont été largement appliquées pour l'identification des groupes phytoplanctoniques dominants et pour la surveillance des changements spatio-temporelles de la biodiversité dans l'océan, car elles constituent un outil potentiel capable de fournir des estimations précieuses de manière rapide et rentable (Deng et al., 2019; Lamine et al., 2018, 2019; E. Torrecilla et al., 2011).



**Figure 7.** *Noctiluca scintillans*.

### **III.3- Les matières en suspension**

Les milieux marins sont des écosystèmes particulièrement complexes, affectés par des facteurs externes tels que les activités humaines perturbent la stabilité écologique. (Alcântara et al., 2010). La pollution de ces milieux est devenue l'un des problèmes mondiaux majeurs qui préoccupent les gouvernements et les pays par les dangers résultant de leur détérioration.

Les polluants rejetés dans la mer, en fonction de leur quantité et qualité, affectent les caractéristiques et les propriétés des eaux marines, en provoquant un changement d'odeur, de couleur et en entraînant des modifications physico-chimiques. Les scientifiques et les chercheurs ont reconnu que les particules en suspension sont un indicateur essentiel et fiable de la qualité de l'eau dans les études marines (Kemker, 2014; Z. Lee et al., 2018; Yibo Zhang et al., 2016). Elles comprennent tous les composés qui ne passent pas à travers un filtre (diamètre supérieur à 0,45 micron), tels que les matières minérales, organiques et inorganiques en suspension, les matières organiques dissoutes, y compris la boue, le sable, le limon, le plancton et d'autres micro-organismes aquatiques qui flottent à la surface de l'eau ou se mélangent à celle-ci, ou se déposent sur le fond marin, s'accumulent dans les tissus des poissons et des plantes marines, ou se déplacent dans les cycles naturels de l'écosystème marin, provoquant une transmission par la chaîne alimentaire et affectent finalement les humains (Pereira et al., 2017; Volpe et al., 2011; Yibo Zhang et al., 2016;

Yunlin Zhang et al., 2014) parce que certains d'entre eux sont toxiques, nucléaires et résistent à la dégradation biologique et chimique (Min et al., 2019; Xi & Zhang, 2011).

Les facteurs naturels tels que les vagues et les courants côtiers contribuent à l'érosion des plages et aux processus de sédimentation ont montré un effet sur les matières en suspension en termes de distribution et de quantité. Les vagues, par exemple, transportent une grande quantité d'énergie qu'elles reçoivent sur les côtes, car leur front s'effondre près de la côte, de sorte que les processus d'érosion et de sédimentation sont activés en fonction du type de littoral et de la direction du mouvement des vagues (Rani et al., 2019), ce qui contribue à la formation des matières en suspension et à l'activation de son mouvement. La quantité des particules en suspension varie en fonction des changements saisonniers et du système d'écoulement de l'eau résultant des eaux de pluie et des polluants qui l'accompagnent lorsqu'elles arrivent sur le sol avant d'être rejetées dans la mer. De grandes quantités de matières en suspension peuvent affecter le cycle biogéochimique (Min et al., 2019), réduire la transparence de l'eau et donc limiter les phénomènes de pénétration de la lumière et de photosynthèse, la concentration en oxygène dissous et la température de l'eau. Elle peut également entraver la respiration des poissons (Bilotta & Brazier, 2008; Grayson et al., 1996).

Les facteurs humains ont un impact évident par leur contribution aux rejets des déchets, les mers étant devenues un dépôt pour les déchets de la planète, notamment les eaux domestiques et industrielles non traitées, ainsi que les résidus résultant du ruissellement des terres agricoles cultivées (Alain Aminot & Kérouel, 2004).

### **III.4- La température**

La température de la surface de la mer (TSM) est un facteur environnemental qui détermine les changements dans les activités marines et écologiques (Bayat & Hasanlou, 2016; Du et al., 2014; Yang et al., 2017). Les activités industrielles résultant des rejets de anthropogéniques, en particulier le processus de refroidissement (centrale de dessalement) contribuent à une pollution thermique, laquelle modifie les caractéristiques physiques de l'eau, et entraîne une dégradation de l'environnement côtier et affecte la santé des écosystèmes (Alshaikh, 2016; Sarkar et al., 2008). L'augmentation des gaz à effet de serre dans l'atmosphère, entraîne une augmentation progressive de la TSM (Shaik et al., 2019; Tavares et al., 2019). La TSM est impliquée dans la cinétique de la plupart des réactions biochimiques par son influence sur l'activité des enzymes (Holm & Peck, 1998). Dans une certaine mesure, la vitesse d'une réaction catalysée par des enzymes augmente avec la température. Au-delà, une nouvelle augmentation entraîne la dénaturation des enzymes

(Prescott et al., 2003). Les modifications de la TSM sur peut provoquer des perturbations de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques dans les eaux côtières, tels que les taux de réaction et de métabolisme (Hogan, 2010), la répartition des espèces, le cycle des nutriments et la concentration des gaz dissous (Burkholder et al., 2018; K. H. Lee et al., 2019; O'Neil et al., 2012; Scavia et al., 2002; Wells et al., 2015). De nombreux organismes aquatiques et habitats côtiers sont sensibles à de petites variations de température de seulement un degré Celsius, cela peut expliquer de nombreux comportements des organismes côtiers (Brill et al., 2002), par exemple, les mouvements des dauphins côtiers sont influencés par la TSM de l'eau (Bràger et al., 2003). La TSM influence de manière significative les indicateurs de qualité de l'eau tels que la demande chimique en oxygène (DCO), l'azote total, le pH, l'oxygène non dissous, la DBO<sub>5</sub>, l'azote ammoniacal, le mercure, le phosphore total et les concentrations de la chlorophylle-a (Yang et al., 2017). Lorsque la température augmente, la densité et la viscosité de l'eau diminuent, ce qui entraîne une sédimentation plus rapide des matières en suspension et le taux d'évaporation augmente également de manière significative (Tarantino et al., 2011).

Les méthodes traditionnelles de mesure de la SST sont principalement des observations in situ utilisant des capteurs pour mesurer les températures à des stations bien définies (Yizhen Li & He, 2014; Zhu et al., 2019). Cependant, cette approche est coûteuse (maintenance permanente des capteurs), longue en raison de leur nature discrète et difficile à obtenir à grande échelle (hétérogénéité spatio-temporelle), ou dans des conditions météorologiques extrêmes comme les typhons (Martí-cardona et al., 2019; Tavares et al., 2019). La technologie de télédétection par satellite peut efficacement surmonter diverses limitations grâce aux caractéristiques uniques de la haute efficacité temporelle, de la large portée et de la haute dynamique. Elle est de plus en plus utilisée dans l'observation des océans et devenue une technologie importante dans la surveillance des océans (Luo et al., 2019; Martí-cardona et al., 2019). Aujourd'hui, les données de différents systèmes d'observation de la terre sont disponibles et largement utilisées pour évaluer la température de la surface de la mer à l'aide de données thermiques, par exemple le spectroradiomètre imageur à résolution modérée (MODIS), le radiomètre avancé à très haute résolution (AVHRR), le radiomètre spatial avancé à émission et réflexion thermiques (ASTER) (Alsahli et al., 2012). La détection via les plateformes Landsat a fourni une source de données essentielle pour la description préliminaire des modèles environnementaux tels que la TSM en mer (Vlassova & Pérez-Cabello, 2016).

**Chapitre IV : L'environnement marin de la côte Algéroise et de la baie du  
Koweït**

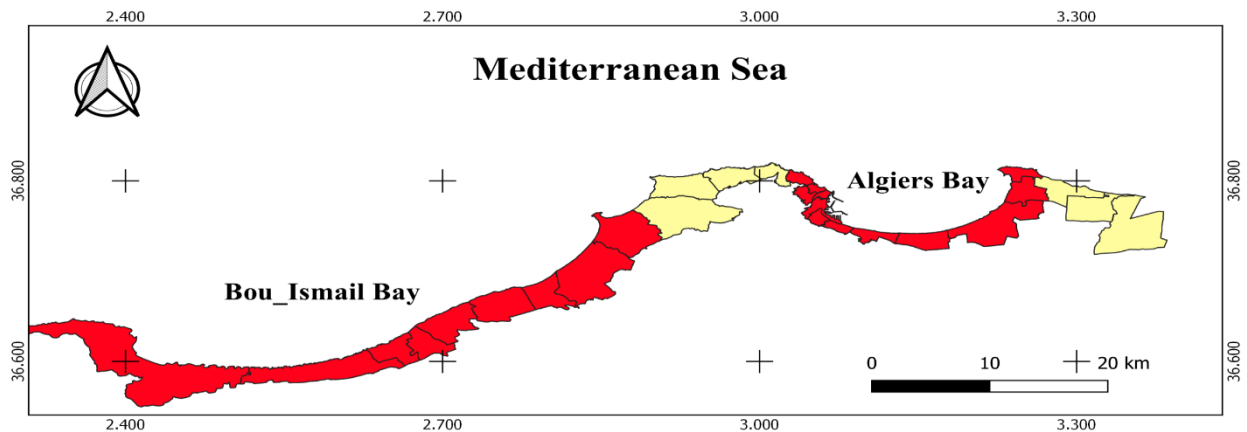
## IV.1- Défis et problèmes menaçant la côte Algéroise

La région d'Alger est située au Nord-Est de l'Afrique, avec plus de 4,3 millions d'habitants dans un étendu de 115 km de long de la zone côtière. Le climat est méditerranéen, avec un été chaud et secs et un hiver doux et humide (Classification Köppen). Alger est la capitale politique et économique du pays ,donc elle est confrontée à de nombreux problèmes environnementaux causés par la métropolisation le long de son littoral (Minister de l'environnement, 2004) , cette région joue un rôle clé en contribuant de manière significative au développement socio-économique local et national, elle connaît également une activité industrielle intense (Illoul et al., 2008). Plus de 1000 entreprises sont présentes dans les domaines des matériaux de construction, de la pétrochimie, des industries pharmaceutiques, mécaniques, électriques, électroniques, alimentaires et papetières (Larid, 2003). Cette zone côtière, en particulier, est exposée à des perturbations anthropiques de différentes origines, au cours des trois dernières décennies, l'environnement marin d'Alger a été affecté par plusieurs facteurs nuisibles qui menaçaient sa durabilité (par exemple, le port d'Alger, l'usine de dessalement, le projet de gestion du littoral).

L'augmentation de la quantité des polluants dans l'eau de mer est l'un des défis qui menacent les activités de la pêche et les projets touristiques sur la côte d'Algéroise, son impact sur la région devrait s'accroître à l'avenir. La croissance démographique de l'Algérie, la propagation des polluants et l'exploitation déséquilibrée de cet environnement ont largement contribué à affecter la stabilité écologique, car les vallées et les lacs sont transformés en réservoirs qui reçoivent les déchets humains et industriels, qui finissent dans les eaux côtières chargées de bactéries et de virus. également par des produits chimiques, des pesticides, des huiles de pétrole et d'autres sources de polluants résultant des activités agricoles et industrielles, ce qui entraîne une augmentation remarquable des taux de pollution.

Certaines organisations telles que le Comité national de la pêche maritimes (CNPM) en Algérie ont tiré la sonnette d'alarme sur environ un tiers du littoral algérien local, en particulier dans les régions centrales (baie d'Alger), avertissant que des mesures urgentes devraient être prises pour limiter les actions et les activités qui pourraient conduire à une catastrophe environnementale. Le même comité s'attendait à l'absence de vie marine sur les côtes de 14 wilayas après 50 ans, y compris la baie d'Alger, et à l'extinction de certains animaux marins, comme les oursins, qui sont sensibles à la décomposition de l'eau de mer. Les captures sont en baisse et des signes de surexploitation des stocks de plusieurs espèces sont évidents en particulier la sardine dont les prises ont chuté de manière spectaculaire tant au niveau national que sur la côte d'Alger. La production locale de poisson était de 72 000 tonnes en 2017, mais elle va diminuer dans les années à venir

pour atteindre 50 000 tonnes, contre 380 000 tonnes par an dans les années 1980. En outre, plus de 11 espèces de poissons menacées ont été identifiées, outre les excès de certains pêcheurs utilisant des filets de pêche interdits, l'augmentation des déchets urbains sur les plages, la dispersion des roues en caoutchouc, des batteries de véhicules, ainsi que l'écoulement de fluides chimiques et pétrochimiques et d'huiles diverses laissés par des milliers de navires et d'embarcations ne font qu'aggraver la situation. Le niveau de gravité de la catastrophe environnementale a atteint son apogée et a touché la majorité de la zone côtière algérienne (Babouri, 2013; Ferroukhi, 2018).



**Figure 8.** Situation géographique de la cote algéroise.

La dégradation de la qualité de l'eau de mer, qui affecte les zones côtières, menace les projets de développement, la pêche et le tourisme. Afin d'assurer une surveillance globale de l'environnement marin du littoral algérien, un programme de surveillance synoptique doit être élaboré et mis en œuvre en tenant compte des caractéristiques hydrobiologiques des eaux, qui affectent les aspects de ces environnements productifs et menacent leur durabilité.

#### **IV.2- Présentation de la baie d'Alger**

La baie d'Alger est l'un des plus beaux monuments marins de la Méditerranée depuis l'Antiquité. Sa situation stratégique et son climat modéré en ont fait un important pôle écologique et commercial. Elle en fait une destination touristique majeure en attirant des millions de visiteurs chaque année, c'est également un bastion pour de nombreuses espèces de poissons et de mammifères. Elle joue donc un rôle clé en contribuant de manière significative au développement économique local et national. Cependant, les facteurs de négligence, l'insouciance et la pollution ont largement contribué à la perte des caractéristiques écologiques de cette baie. En outre, l'urbanisation augmente considérablement en raison de l'absence d'un plan d'urbanisme et d'une stratégie claire visant à limiter le surpeuplement des maisons et des bâtiments.

Un programme de surveillance synoptique de l'environnement a été mis en œuvre en tenant compte de l'importance de ces environnements productifs et de tous les facteurs qui menacent leur durabilité. Pour surveiller de manière exhaustive les caractéristiques de l'eau qui affectent tous les aspects du milieu marin, un bon programme environnemental doit être élaboré.

#### IV.2.1- Situation géographique

La baie d'Alger est située au cœur de la côte algérienne (36.82° Nord et 03.19° Est) avec une profondeur moyenne de 38 m, délimitée au Nord par la Méditerranée, à l'Ouest par la pointe de Pescade (Raïs Hamidou) et le cap Matifou (El Marsa) à l'Est (figure.8). D'une superficie de 180 km<sup>2</sup>, elle s'étend sur 10 milles nautiques de l'Est à l'Ouest et sur 3,8 milles nautiques du Nord au Sud.

La wilaya d'Alger est délimitée par la mer méditerranée au Nord, la wilaya de Blida au Sud, la wilaya de Tipaza à l'Ouest et la wilaya de Boumerdes à l'Est. Ses accès sont divers, par air à travers ses deux aéroports (national et international) desservant la ville, par la mer via le port d'Alger, et par terre grâce à un important réseau routier ainsi que le projet d'autoroute Est-Ouest qui permet de rapprocher la ville aux autres.

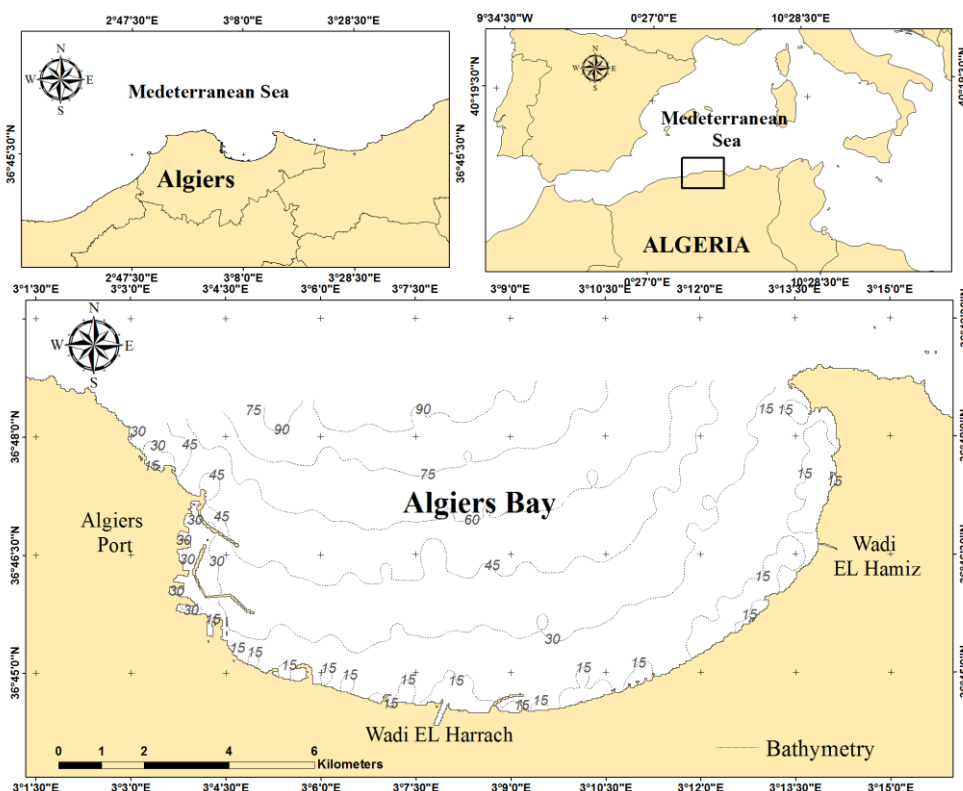


Figure 9. Situation géographique de la baie d'Alger.

#### IV.2.2- Les sources de pollution

Selon le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), plus de 80 % de la pollution marine est d'origine terrestre proviennent principalement des oueds, des ruissellements et les rejets des zones côtières, dont environ 30 % sont apportés par l'atmosphère, recevant plusieurs types de pollution. Les eaux usées sont chargées de matières organiques, de matières en suspension, de détergents et d'huiles lubrifiantes, générant une pollution organique et chimique. Au cours des dernières décennies, l'altération de la qualité des eaux marines côtières a été très sensible dans la baie d'Alger, qui a connu de nombreux projets d'aménagement du littoral. Ces projets ont contribué de manière significative à l'augmentation des nutriments et des sédiments en suspension (Benamar et al., 1999). Cette situation est aggravée et les eaux côtières de la baie d'Alger peuvent être considérées comme polluées en raison du manque de traitement et de contrôle des eaux usées domestiques et industrielles qui se déversent dans des différents flux (Seridi et al., 2007). Les vents dominants d'Ouest ou de Nord-Ouest générant un afflux d'eau polluée dans la partie orientale de la baie (Rebzani et al., 1997). Cette région a un potentiel de vulnérabilité très élevé. La dissipation d'énergie est principalement due à la submersion par les vagues, et les facteurs hydrodynamiques sont très élevés en raison de la variation de l'intensité des vagues et de l'amplitude moyenne des risques de la marée (microtidale) (Mihoubi et al., 2014). La houle et les courants suivent le régime des vents, qui est saisonnier comme pour toute la côte algérienne (Leclaire, 1972).

Malgré de nombreux projets d'aménagement au cours des dix dernières années afin de rendre la région plus propre et non polluée, ces eaux étaient encore considérées comme polluées en raison de l'absence de stratégies de traitement efficaces, de contrôle de l'eau et de gestion des rejets des eaux usées à différents débits (Seridi et al., 2007). Ces instabilités génèrent de fortes fluctuations des activités biologiques telles que, la biomasse phytoplanctonique (Morán et al., 2001; Raimbault et al., 1993; Taupier-Letage, 1988; Taupier-Letage et al., 2003).

Le littoral est une interface entre l'eau douce et l'eau salée. L'eau douce amenée dans la zone côtière par les oueds et les rejets des eaux usées qui transportent des polluants, à l'état dissous ou sous forme de particules solides. Ces apports terrigènes, généralement riches en substances organiques et minérales, provoquent des changements écologiques dans les zones marines à partir de leur réceptacle et peuvent être à l'origine de l'accumulation de divers polluants. Une partie des rejets directs des eaux usées domestiques et industrielles s'écoule dans deux oueds qui se jettent dans la baie d'Alger : El Hamiz et El Harrach (Chabane et al., 2018). La baie d'Alger a fait l'objet de plusieurs projets d'aménagement visant à améliorer les activités touristiques à savoir : Les sites de Lido (Bordj El Kiffan), la Sablette et El Marsa, situés respectivement au centre et à l'Ouest

d'Alger (Nouri et al., 2019), ces zones sont exposées à une forte expansion démographique, au projets de développement du littoral et abritent les principales installations portuaires algériennes. Les activités récréatives, touristiques et le traitement des eaux usées qui y est associé peuvent représenter des sources de pollution marine. De plus, notre zone d'étude est très dépendante de l'eau de mer elle-même comme source d'eau douce par le biais du dessalement (Bachouche et al., 2017). Les émissions directes des eaux usées dans les oueds d'El Harrach et d'El Hamiz, en plus des eaux de ruissellement qui traversent la plaine de la Mitidja sont déversées dans cet environnement. Cinq zones industrielles sont situées dans la baie, avec 26 points de rejet des eaux usées qui ne sont pas traitées et qui sont drainées dans le port d'Alger, tandis que les 54 autres atteignent la côte (Bachouche et al., 2016; Khatib Zagh & Bachari, 2019) .

La région d'Alger connaît une importante pollution atmosphérique due à un trafic routier intense, une activité économique importante et une concentration humaine considérable, qui participe largement aux émissions polluantes. Par exemple : depuis 1995, environ 94% des émissions de monoxyde de carbone (CO), 92% des composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) et 69% des émissions d'oxydes d'azote (NOx) sont dues au trafic routier. Ces émissions atmosphériques ont une influence considérable sur la qualité des images satellites (Rahal et al., 2014).

#### **a) Oued EL Harrach**

Le bassin d'Oued El Harrach est une importante zone industrialisée de l'Algérie. Les constats d'analyses montre que divers types de déchets solides ont été illégalement déversés au long de l'oued, ils prend origine dans l'Atlas blidéen , il parcourt 67 km et occupe un bassin hydraulique amont/aval de plus de 1 200 km<sup>2</sup>. Il est également observé que les eaux usées et industrielles ont été déversées directement dans l'oued. Environ 200 unités industrielles contribuent à la pollution de l'oued El Harrach, ces eaux ont subi une grave contamination par des métaux potentiellement toxique. Une grande quantité de polluants est toujours sous forme dissoute dans l'eau et finit par se déverser dans la baie d'Alger, où le contaminant finit par migrer dans les organismes et la chaîne alimentaire de l'écosystème. Le manque de surveillance et de traitement a contribué à l'augmentation de la pollution environnementale (Bachouche et al., 2017; Yoshida et al., 2006).

Le lancement des travaux de dépollution de l'Oued El Harrach en juin 2012 est soutenu par un plan stratégique qui présente pour la première fois une vision élargie et inscrite dans le long terme pour le renouvellement de la capitale, Cette opération d'envergure se base ainsi sur la requalification des berges de l'oued, le reprofilage et de recalibrage hydrauliques visent notamment

la réduction des risques d'inondation, enfin, réactiver la fonction de navigation de l'oued (Srir & Berezowska-Azzag, 2014).



**Figure 10.** Plan d'aménagement de l'embouchure de l'oued (DRE-WA, 2012)

Malgré les efforts du projet pour offrir une image valorisée notamment au cœur de la baie d'Alger, mais la réalité et les progrès restent insuffisants pour lutter contre la pollution de cet oued, surtout au moment des travaux de dragage et de reprofilage ont engendré la remise en suspension des pollutions sédimentaires ce qui à influencer fortement sur la qualité des eaux de la baie d'Alger.

### **b. Oued EL Hamiz**

Oued El Hamiz, montre tous les signes d'une catastrophe écologique, c'est un milieu très pollué. Il reçoit toutes sortes de déchets, il termine son cours naturel sur une plage de la ville de Bordj El Bahri. Les eaux polluées de l'oued traversent plusieurs zones peuplées.

Le risque de contamination des habitants, qui se sont installés au bord de ces limites, est d'autant plus confirmé que l'oued présente des similitudes frappantes avec l'oued Beni Azza dans la wilaya de Blida. Par exemple, les maisons construites sur les limites de l'oued El-Hamiz, notamment dans la ville de Douar ben Zayan, dans la commune de Burj El Kiffan, où les habitants vivent dans des conditions difficiles et tragiques en raison des résidus et des polluants qu'il contient, et certains n'excluent pas que l'oued soit contaminé par le choléra (Habi, 2011). En plus des odeurs indésirables émanant de l'oued, les maisons sont littéralement assiégées par des parasites. Au bord d'un pont, les commerçants jettent leurs déchets sur les berges. La nuit, ils les brûlent, créant ainsi des colonnes de fumée qui pénètrent dans les maisons et dérangent les habitants.

### **c). Port d'Alger**

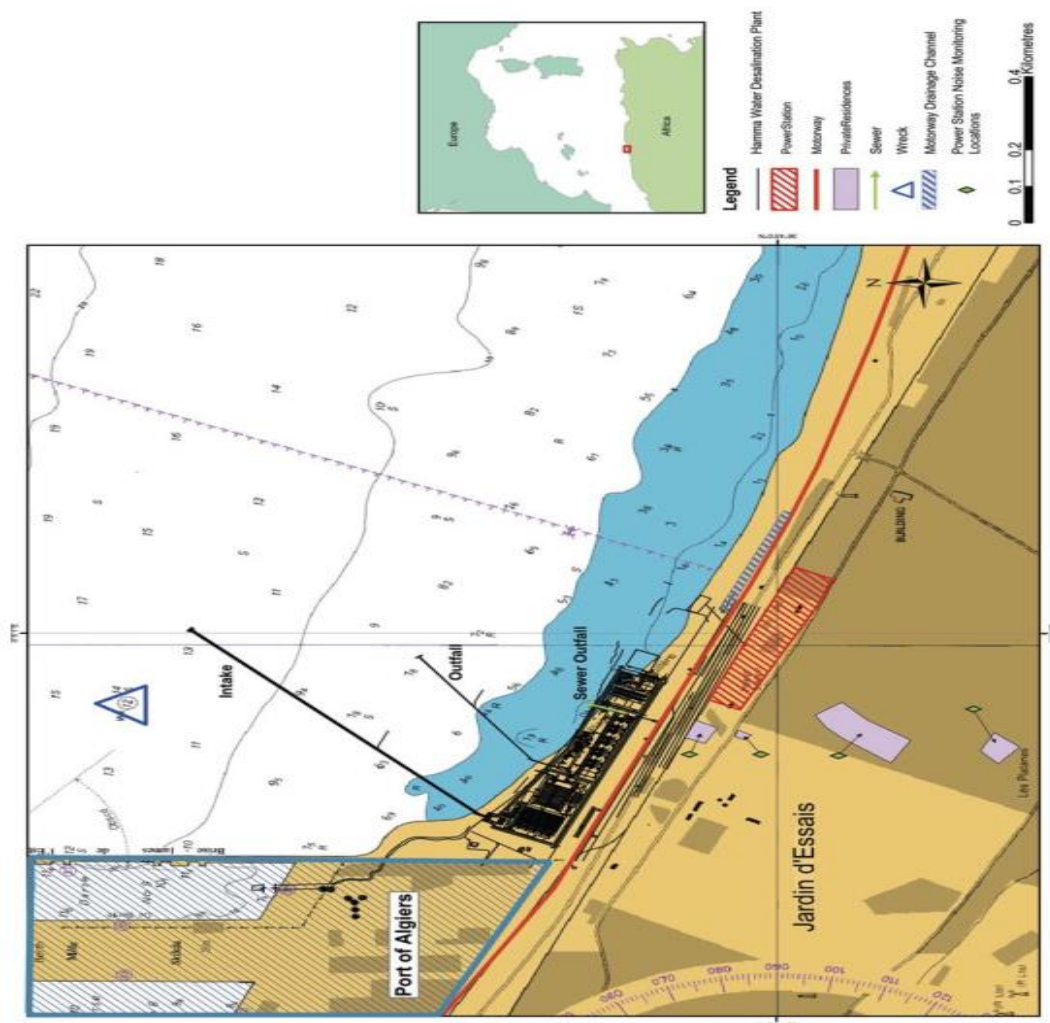
Le port d'Alger date de plus d'un siècle, il a été construit avant 1830, et est situé dans la partie centrale de la côte algérienne dans la baie d'Alger (figure.8). Ce port attire 34% des activités commerciales de l'Algérie. D'une superficie de 282 000 m<sup>2</sup> avec une capacité estimée à plus de 15 000 bateaux par an, il comprend une importante zone industrielle et commerciale avec des aires de stockage et de manutention, ainsi que des secteurs réservés aux activités de pêche et de plaisance (Aouissi et al., 2021). Les activités portuaires sont associées à une contamination particulière des écosystèmes aquatiques et des sédiments du fond, et constituent donc des sources importantes de pollution environnementale (Denton et al., 2005).

La caractérisation physique des sédiments de dragage du port d'Alger a révélé que ces sédiments sont des sables fins micas. La caractérisation chimique des sédiments a permis d'évaluer leur potentiel polluant, les sédiments de dragage du port d'Alger présentent un taux élevé d'hydrocarbures dû à la nature de l'activité du port, des concentrations élevées de Cu, Hg et Zn dans le son observé dans le port. Cette contamination peut être liée aux activités anthropiques, ce qui peut présenter un danger toxicologique pour le benthos marin habitant dans le port (Bachouche et al., 2016). Les études L'impact sur l'environnement, montre une teneur modérée en chlorures et en sulfates dans les deux sédiments comparativement aux valeurs seuils d'acceptation. Le risque de pollution en cas de dragage dans le port serait plus important pour les sédiments de l'ancien bassin portuaire que pour les quais (DTPWA, 2012).

### **d). La station de dessalement d'El Hamma**

Treize usines d'osmose inverse d'eau de mer ont été construites à partir de 2002 et la production globale a atteint environ 2,3 millions de mètres cubes d'eau douce par jour. Avec l'Australie et l'Espagne, l'Algérie possède aujourd'hui une croissance des capacités de dessalement la plus rapide au monde (Belatoui et al., 2017; Drouiche, Ghaffour, Naceur, Mahmoudi, & Ouslimane, 2011). La station de dessalement d'eau d'El Hamma est la plus grande usine de dessalement d'Afrique, située près d'Alger centre (figure. 9). Elle a été achevée en décembre 2007. La station a été conçue pour tirer 500.000 m<sup>3</sup>/jour, dont 200.000 m<sup>3</sup>/jour d'eau potable pour la région d'Alger sont générées par un procédé d'osmose inverse. Elle a été construite et exploitée à un coût de 200 millions de dollars, et devait se conformer au processus environnemental de l'Overseas Private Investment Corporation (OPIC) ainsi qu'aux exigences législatives du gouvernement algérien (Mooij, 2007). Les eaux sont collectées dans un bassin de décharge où elles sont neutralisées. Dans ce bassin, les eaux usées débordent par gravité dans le canal de décharge vers un point de décharge submergé et

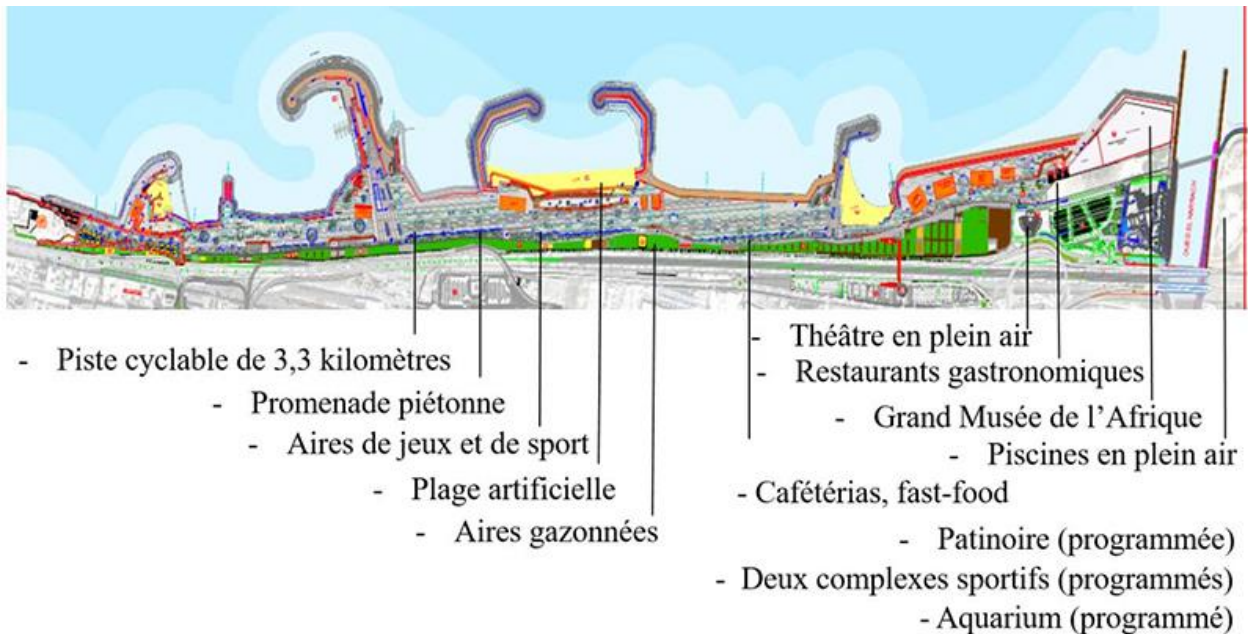
sont rejetées à une salinité environ deux fois supérieure à celle de l'eau de mer ambiante (Mooij, 2007).



**Figure 11.** Station de dessalement d'El Hamma (Mooij, 2007).

**a). Les projets d'aménagement côtiers**

Dans le cadre de la mise en valeur et de la protection de la région côtière de la baie d'Alger, l'aménagement de cette baie participe d'une ambition d'en faire une vitrine pour la ville, à travers une image visant à la fois une population touristique tant nationale qu'étrangère (Nouri et al., 2019), certains travaux d'aménagement sont exécutés sur la partie Sud et Sud-Est de la baie (par exemple, le projet de gestion et de protection de Sablette, les travaux de protection de la promenade de la LIDO-Mohammadia, les travaux de front de mer à Bordj El Bahri, les travaux de front de mer à Bordj EL kiffan, les travaux de protection d'El Marsa). (figure. 12) (DTP Alger, 2020)..



**Figure 12.** Plan de masse du parc Sablette (Source : plan de masse fourni par l'entreprise de réalisation MEDITRAM ) traité par (Nouri et al., 2019).

Le front de mer de Sablette est situé au centre de la baie d'Alger, l'une des zones de loisirs les plus célèbres de la capitale d'Alger. L'aménagement de la Sablette a partiellement permis d'améliorer l'attractivité de la métropole. Chaque été, les plages de la Sablette sont souvent fréquentées par les estivants pour leur détente. D'autant plus que plusieurs restaurants et cafés sont présents tout autour de ce site. De plus, elles constituent une zone exposée en permanence avec de fortes pressions sur l'eau de mer de la baie d'Alger.

Certains ouvrages récents de protection côtière sur cette zone sont souvent mal-adaptées et ne font qu'accentuer la vulnérabilité ou dévient l'intensité des courants vers d'autres plages riveraines, De plus, ils contribuent à l'augmentation des polluants, des matières en suspension et à la réduction de la clarté de l'eau dans la région (Rabehi et al., 2018).

### IV.2.3- Les facteurs hydrodynamiques de la baie d'Alger

#### IV.2.3.1- Les vents

Selon les recherches de Maouche, (1987), la direction et la vitesse du vent dans la région d'Alger sont caractérisées par : Les vents du secteur Nord-Est (NE) : qui sont les plus fréquents et les plus marqués en été, leur vitesse varie entre 1 et 30 nœuds ; les vents du secteur Ouest-Sud-Ouest (W-SW) : soufflent principalement en hiver, de 6 à 10 nœuds et enfin les vents du secteur Sud-Sud-Est (S-SE) : qui sont les moins fréquents, ils sont marqués en automne et en hiver, leur vitesse varie entre 6 à 10 nœuds.

Statistiques quotidiennes basées sur des observations entre 12/2011 et 12/2019 de 7h à 19h (tableau. 3)

**Tableau 3.** Directions et vitesses moyennes mensuelles du vent (ONM 2018).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sep	Oct	Nov	Dec
Direction du vent	OSO	OSO	ONO	ONO	N	NNE	NNE	NNE	NNE	O	OSO	OS
Vitesse moyenne du vent	12	13	13	13	13	13	12	11	10	11	11	10

#### IV.2.3.2- Les courants

La mer Méditerranée est caractérisée par la dispersion rapide de divers courants marins qui contribuent fortement au transport des polluants marins (figure. 13) (Benmecheta & Belkhir, 2016).

##### - Le courant général

Provient de l'Atlantique et entre dans le bassin méditerranéen en surface par le détroit de Gibraltar. Ce courant général crée un contre-courant côtier d'Ouest dans la plus grande partie de la baie (Obaton et al., 2000), il est combiné à l'action des vagues, est néanmoins susceptible d'éroder les polluants et les sédiments qui se déposent à des profondeurs importantes (Atroune et al., 2019).

Les maxima de vitesse de courant sont observés de juillet avec un maximum de 0.87m/s suivi de mai avec 0.81 m/s et mars avec 0.64 m/s. Cependant la moyenne mensuelle maximale est celle du mois de mars.

##### - Le courant côtier

En contact avec les irrégularités du fond, les houles donnent naissance à des rouleaux qui mettent les particules en suspension, ce qui facilite leur déplacement. La direction et l'intensité de ce courant sont fonction de l'amplitude et de l'incidence de la houle par rapport à la dimension (figure. 13) (Millot, 1989).

##### - Le courant de retour

Le courant de retour correspond à une zone de retour du courant existant au lieu de la rupture de la houle

##### - Les courants de dérive côtière

La dérive côtière est présente lorsque la houle atteint la côte. La vitesse du courant est maximale pour un angle d'incidence de 50° à 60°. Lorsque la houle est oblique, le jet de dérive sera dans la

direction de la propagation, mais le retrait de l'eau sera dans la direction de la plage (Millot, 1989) (figure. 12).

#### IV.2.3.3- Les houles

Le régime saisonnier est caractérisé par deux directions privilégiées. En hiver, les houles prédominantes sont de direction Ouest-Nord-Ouest avec une période moyenne de 8 à 9 secondes, en été, elles sont de direction Nord-Nord-Est avec une période moyenne de 6 à 7 secondes (Leclaire, 1972) (figure. 13).

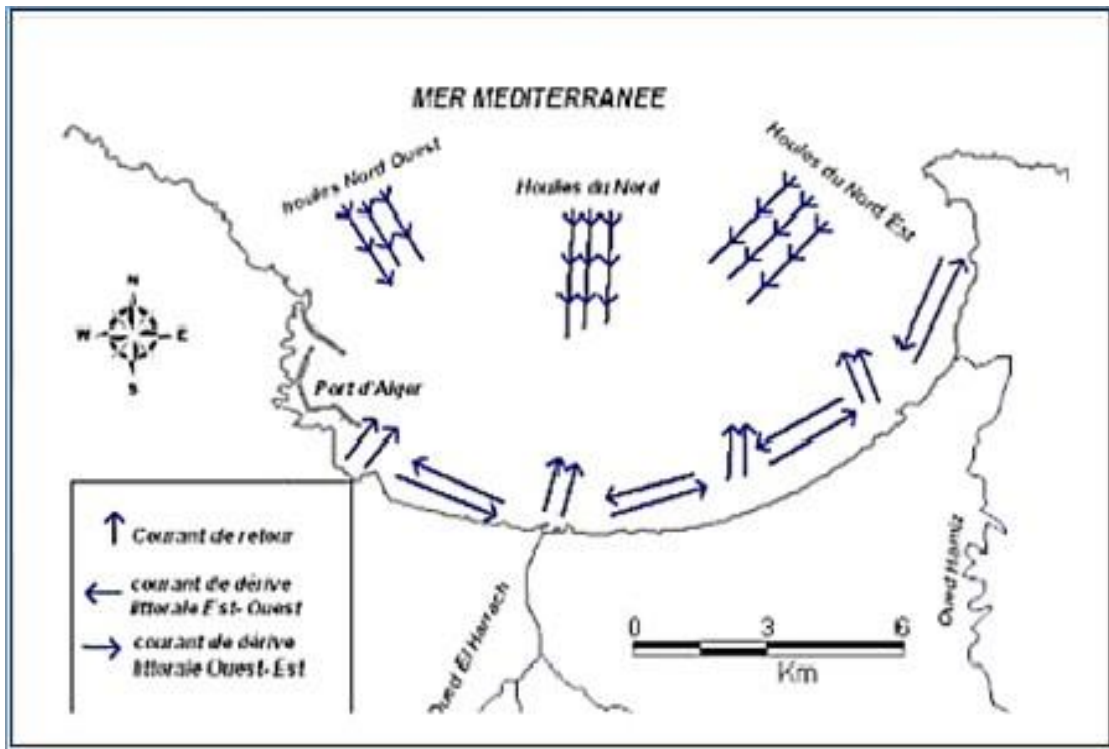


Figure 13. Schéma probable de la dynamique sédimentaire de la baie d'Alger (LEM, 1998).

#### IV.2.4- Le phytoplancton de la Baie d'Alger

Le phytoplancton méditerranéen, est largement représenté par des éléments, notamment, des algues unicellulaires exclusivement microscopiques (Trégouboff & Rose, 1957). En raison de la particularité offerte par le courant algérien d'origine atlantique qui longe nos côtes d'Ouest en Est, l'étude du phytoplancton dans le bassin algérien est tout à fait intéressante (Illoul et al., 2008).

Les travaux de Korichi, (1988) estiment que la quantité de plancton est assez importante dans la baie de Bou-Ismaïl et les travaux de Lalami-Taleb, (1971) dans la baie d'Alger indiquent que le phytoplancton a un cycle saisonnier clair, incluant une poussée printanière très précoce, caractérisée par des coccolithophoridés, des diatomées et des dinoflagellés, une poussée automnale, moins importante. Au fil du temps, est moins riche qualitativement et quantitativement que la

précédente. Les périodes dominantes de l'Ouest coïncident avec le semestre productif, et les dinoflagellés phytoplanctoniques, dans la région de la baie d'Alger restent inconnus, ou du moins, leur estimation reste scientifiquement insuffisante. Les modèles empiriques de télédétection pour quantifier la distribution du phytoplancton dans la baie d'Alger n'ont pas encore été établis (Boufeniza *et al.*, 2018).

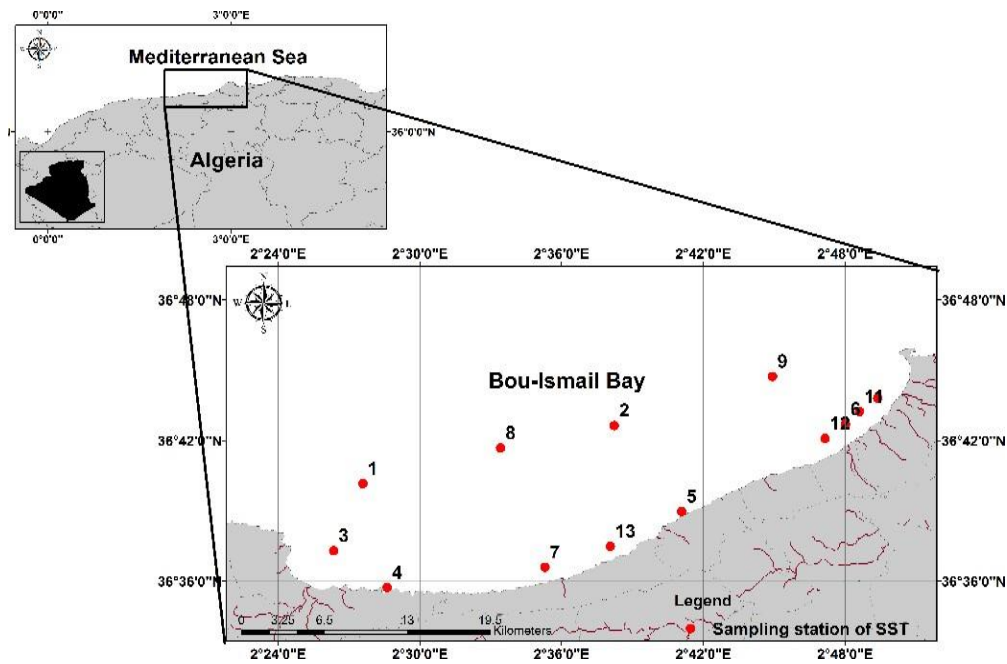
La concentration des nutriments dans la baie d'Alger peut provoquer une importante activité phytoplanctonique (Boulahdid *et al.*, 2003). Selon l'étude établie par Illoul *et al.*, (2008) plusieurs groupes phytoplanctoniques sont identifiés, les espèces à large répartition temporelle, les espèces estivales, les espèces rencontrées uniquement en septembre et octobre et les espèces printanières. Les espèces les plus courantes dans cette zone sont les diatomées et les dinoflagellés, avec un total de 14 espèces considérées comme toxiques, et 18 espèces à fleurs, dont certaines ont été découvertes pour la première fois dans les eaux côtières algériennes, certaines espèces sont productrices de toxines comme *Alexandrium minutum*, *Dinophysis sacculus* (dinoflagellés) et *Pseudo-nitzschia calliantha* (diatomée). Les espèces à fleurs sont *Lepidodinium chlorophorum* (dinoflagellé), *Cyclotella meneghiniana* (diatomée) et *Holococcolithophora sphaeroidea*.

### **IV. 3- Présentation de la baie de Bou-Ismaïl**

La baie de Bou-Ismaïl est une région d'une grande importance économique en apportant divers investissements dans les secteurs du tourisme, de l'industrie, de la pêche et de l'énergie (Houma *et al.*, 2011). Cette baie est caractérisée par un fond mouvant qui connaît une forte activité dynamique. Sur le littoral, une vingtaine d'infrastructures de protection ont été installées, ce qui confirme la forte activité hydrodynamique de la baie (Amarouche *et al.*, 2017).

#### **IV.3.1- Situation géographique**

La baie de Bou-Ismaïl (anciennement connue sous le nom de "baie de Castiglione" est située sur la partie centrale de la côte algérienne, dans la partie occidentale de la baie d'Alger (Figure.13). Elle couvre une superficie d'environ 340 km<sup>2</sup> est bordée par le massif de Chenoua à l'Ouest et le massif de Bouzaréah à l'Est. Un plateau continental, généralement plat, avec une légère pente, entre la côte et la première inflexion des fonds marins, situé en moyenne entre 90 m et 120 m et un talus continental avec une forte pente (10° à 20°). Entre Sidi-Fredj et Fouka, la largeur du plateau est de 7 km (Bakalem *et al.*, 2020; Moulfi-El-Houari *et al.*, 1999).



**Figure 14.** Situation géographique de la baie de Bou-Ismaïl et les stations des prélèvements.

#### **IV.3.2- Réseau hydrographique**

Deux oueds se jettent dans la baie de Bou Ismaïl, l'oued Mazafran et l'oued EL Nador : l'oued Mazafran est situé à 30 km à l'Ouest d'Alger, il prend sa source à la jonction de l'oued Chiffa et de l'oued Djer. Le bassin de déversement couvre une superficie de 1850 km<sup>2</sup>, l'oued s'ouvre sur la mer entre Douaouda et Zeralda avec un débit de 7,566 m<sup>3</sup>/s, pendant la période de décembre à avril avec une moyenne annuelle de 43,8 millions de m<sup>3</sup> (Benzohra, 1993). Mazafran est l'un des plus grands oueds côtiers méditerranéens de la région algérienne.

L'oued El Nador est situé entre Tipaza et le Mont Chenoua, il regroupe trois oueds, Bou Yersen, Bou Ardon et Merrad, son étendue est de 230 km<sup>2</sup> avec un débit de 0.89 m<sup>3</sup>/s. Ces oueds jouent un rôle très important dans l'approvisionnement en eaux usées (Benzohra, 1993).

#### **IV.3.3- Le climat**

Le facteur climatique a une influence directe sur les ressources en eau, la couverture végétale, la population, etc. En raison de sa proximité avec Méditerranée, la baie de Bou-Ismaïl est caractérisée par un climat sub-humide, un hiver humide et un été chaud et sec. Un abaissement de la température à environ 16°C et une pluviométrie moyenne de 89,49 mm caractérisent la période hivernale. Alors que la période estivale est caractérisée par une température moyenne de 29° C avec des précipitations très faibles et une humidité à 60%. On distingue deux directions dans la période des vents (Korichi & Chauvet, 1988): Les vents d'Ouest, d'une vitesse moyenne de 2 m/s, soufflent

de novembre à avril, et les vents d'Est, d'une vitesse moyenne de plus de 2 m/s, soufflent de mai à octobre.

#### **IV.3.4- Les sources de pollution**

La région de Bou-Ismaïl est une zone à vocation touristique et agricole ; sa frange côtière est principalement soumise aux déchets domestiques non traités des villes et des complexes touristiques qui sont rejetés dans l'environnement. A cela s'ajoutent les eaux usées transportées par les oueds qui traversent les centres urbains et se déversent dans la mer, les eaux de ruissellement des terres agricoles, les effluents urbains et industriels dont les entreprises industrielles du plastique et du caoutchouc (Houma et al., 2011; LEM, 1998).

En outre, les oueds transportent une partie des eaux usées de Blida et de la base logistique centrale de Beni Mered au niveau de l'oued Macta Makhoulouf (prolongement de l'oued Beni Azza) où sont déversées les eaux usées des tanneries du moulin, de l'unité d'électro-givrage, l'usine de meubles métalliques, l'unité de transformation du plastique, de l'industrie alimentaire et les eaux des ateliers de traitement de surface de la base logistique de Beni Mered. En outre, il y a une pollution due à l'activité agricole (Houma, 2007).

#### **IV.3.5- L'hydrodynamisme**

L'origine du courant algérien, qui circule aux côtes du Maghreb à environ 0° de longitude, provient des eaux atlantiques qui pénètrent par le détroit de Gibraltar (Taupier-Letage, 1988). Ce courant, s'écoule d'Ouest en Est, provoque des remontées d'eau importantes en raison de ses tourbillons anticycloniques qui atteignent un diamètre de 100 à 200 km avec des courants mobilisant une couche pouvant atteindre une profondeur de 200 m, phénomène qui se produit plusieurs fois par an sur une grande partie du bassin algérien (Millot & Taupier-Letage, 2005). Les remontées d'eau provoquées portent une richesse biologique considérable due à la remise en circulation des nutriments du fond (Collignon, 1991).

#### **IV.3.6- La pluviométrie**

La période des pluies s'étend principalement de novembre à mars et correspond à la saison hivernale. La hauteur moyenne annuelle à Bou-Ismaïl était de 801 mm en 2007 (ONM, 2010). Les fortes pluies ont pour conséquence directe, l'amplification des oueds, ce qui augmente l'approvisionnement en eau douce dans la baie.

#### **IV.3.7- Ensoleillement**

L'ensoleillement minimum en hiver augmente progressivement jusqu'en juillet, où il atteint

son maximum avec une durée moyenne de 326,6 heures (ONM, 2010). Après cette période, il diminue jusqu'au mois de décembre où il est minimal avec une durée de 157,2 heures (ONM, 2010).

#### **IV.3.8- Le vent**

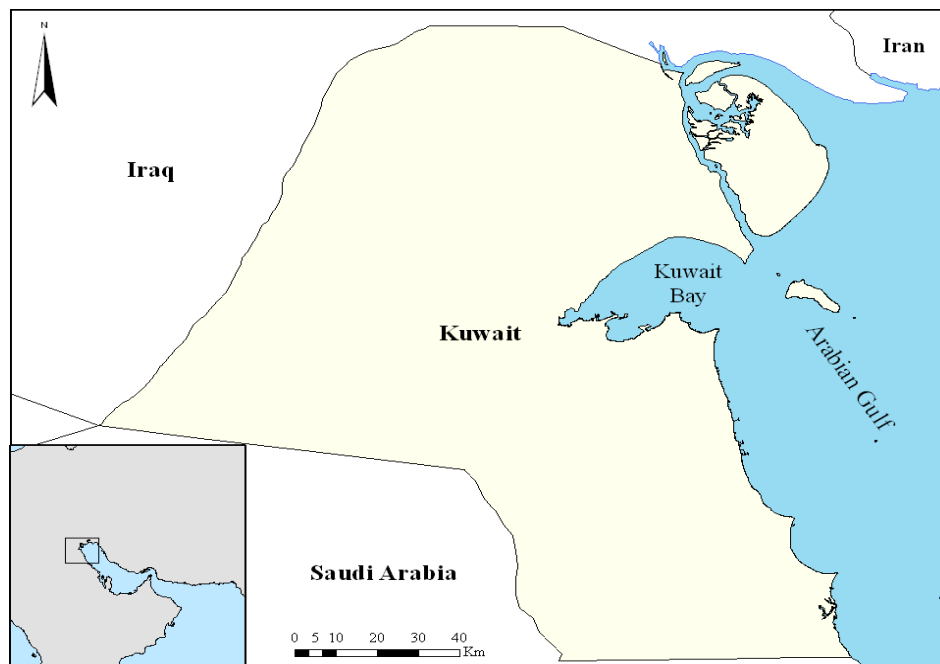
Globalement, on observe une prédominance des vents du Nord Nord-Ouest et du Nord Est (Leclaire, 1972). L'hiver est caractérisé par une agitation presque permanente lorsque les vents dominants proviennent des directions entre le Nord-Ouest et le Nord Nord-Ouest. La saison estivale est relativement plus calme ou moins agitée, les vents du secteur Nord Est et Est sont dominants (Braik, 1989).

### **IV. 4- Présentation de l'environnement marin du Koweït**

L'environnement marin du Koweït est situé à l'extrémité Ouest de la partie Nord du Golfe Persique (figure. 14). La profondeur maximale des eaux koweïtiennes est d'environ 30 m (Khalaf et al., 1982). Les eaux koweïtiennes sont caractérisées du Nord au Sud par un gradient de salinité dû à l'apport d'eau douce du fleuve Shatt Al-Arab, au Nord du golfe Persique, qui a une influence dilutive. Tout au long de l'année, les colonnes d'eau sont bien mélangées et les eaux sont généralement riches en oxygène (Al-Yamani et al., 2004). La température moyenne annuelle de l'eau est de 23,8°C (Dames & Moore, 1983) et atteint son maximum en été. Le pH ne varie pas trop avec les saisons et est d'environ 8,2. Les niveaux de turbidité dans la colonne d'eau sont affectés par la sédimentation des matières en suspension provenant des rivières et des tempêtes de poussière, ces niveaux de turbidité sont extrêmement élevés du côté Nord et diminuent considérablement vers le Sud (Al-Enezi et al., 2014; A. N. Al-Ghadban & El-Sammak, 2005). Les eaux du Koweït ont une productivité biologique élevée et sont riches en nutriments (F. Al-Yamani et al., 2001). L'hydrodynamique, la qualité de l'eau et, surtout, la productivité biologique de la partie Nord du golfe Persique sont principalement influencées par l'afflux de Shatt Al-Arab, les rejets d'eaux usées et le ruissellement des terres (M Alsahli et al., 2012).

Au cours des dernières décennies, la qualité de l'eau et l'écosystème ont été menacés, car l'environnement marin du Koweït a connu des incidents néfastes aux niveaux régional et local. Les environnements marins du Koweït ont été affectés par des facteurs critiques (conséquences de trois guerres majeures, destruction des marais irakiens, réduction de la décharge de Shatt Al-Arab augmentation des activités anthropiques) qui ont menacé la durabilité de ces environnements (Khalaf et al., 1982). L'un des facteurs de stress locaux est la croissance constante de la population, qui a effectivement doublé en 30 ans. Les terres arides et le manque des ressources agricoles ont contribué à la concentration de la population dans la zone côtière, en particulier sur la côte Sud de la baie du Koweït (A. Al-Ghadban et al., 2002).

Le Koweït dépend des usines de dessalement et des centrales électriques situées le long de la côte pour son approvisionnement en eau douce et en énergie électrique.



**Figure 15.** Situation géographique du Koweït (Alsahli, 2009).

L'environnement est un milieu très productif, fournit divers services. Les eaux koweïtiennes, notamment la baie du Koweït sont riches d'une diversité d'espèces qui ont fourni environ 40 à 50 % de la demande alimentaire du pays (Al-Yamani et al., 2004).

La baie du Koweït est une baie semi-fermée, aux eaux peu profondes, qui s'étend sur environ 35 km. C'est une baie elliptique située à l'extrémité Nord-Ouest des eaux territoriales du Koweït, qui couvre environ 750 km<sup>2</sup> (Al-Ghadban, 2004). La profondeur de la baie du Koweït est de 5 m, avec une profondeur maximale de 20 m à l'entrée de la baie (Al-Yamani et al., 2004).

#### **IV. 4.1- Le climat et le sol**

Le climat du Koweït est caractérisé par des étés rigoureux et des hivers doux. Les températures extrêmes sont élevées, les moyennes pendant les mois les plus chauds et les plus froids varient entre 46,2 °C et 6,9 °C. Les précipitations sont minimales, ne dépassant pas 115 mm/an avec une forte évaporation de 14,1 mm/j en moyenne. L'humidité est faible et les vents du Nord-Ouest sont forts, secs et chauds en été, surtout au mois de juin et juillet. Les sols du Koweït sont de texture sableuse, alcalins, riches en calcaire (CaCO<sub>3</sub>) et pauvres en matière organique et en nutriments pour les plantes. Les ressources en eau souterraine sont de nature saumâtre (Al-Nafisi et al., 2009).

#### **IV.4.2- Les sources de pollution**

Au Nord de la baie du Koweït, la fermeture de l'usine d'injection d'eau de mer (utilisée pour injecter de l'eau de mer traitée dans les puits de pétrole afin de maximiser la production pétrolière) et le rejet d'environ 30 000 mètres cubes d'eaux usées non traitées ont entraîné le rejet de substances hautement toxiques et de bactéries biocides qui ont influencé l'évaluation de la qualité de l'eau dans la baie de Sulaibikhat. Le dessalement et la centrale électrique, ainsi que les points de rejet des eaux usées le long de la côte Sud de la baie du Koweït, sont les plus influents ([Al-Nafisi et al., 2009](#)).

## **Chapitre V : Méthodologie**

## V.1- Démarche suivie

L'approche la plus courante pour étudier les paramètres de qualité des eaux marines (exp : PDS, SMP et phytoplancton) est obtenue principalement par l'échantillonnage sur le terrain à des endroits bien définis en utilisant des observations in-situ et des analyses en laboratoire (Giardino *et al.*, 2001; Kuhn *et al.*, 2019).

La plupart des méthodes de détection du PDS, MES et phytoplancton sont développées à partir des capteurs de la couleur de l'océan, à savoir le radiomètre avancé à très haute résolution (AVHRR), le capteur à large champ de vision pour l'observation de la mer (SeaWiFS), le spectroradiomètre imageur à résolution modérée (MODIS) et l'imageur géostationnaire de la couleur de l'océan (GOCI). Ces capteurs ont des résolutions spatiales allant de 250 à 1000 m et un rapport signal/bruit (SNR) élevé. Malgré les nombreux avantages des capteurs de couleur de l'océan, il est souvent impossible d'obtenir des informations précises sur les paramètres hydro-biologiques dans les zones côtières à forte turbidité en raison de leurs faibles résolutions spatiales et du masquage côtier causé par l'incertitude de la correction atmosphérique (Shin *et al.*, 2018; Vincent *et al.*, 2004).

Les principaux objectifs de cette étude sont d'évaluer la qualité de l'eau et la santé des écosystèmes aquatiques par la mesure des PDS et MES, ainsi que la quantification du phytoplancton, l'étude consiste à développer des modèles de régression (spatio-temporels) par la corrélation entre les mesures in-situ et la réflectance de surface de l'eau extraite des bandes spectrales et des bandes ratios du satellite landsat-8 OLI pendant le passage du satellite ( $\pm 2$  heures).

Les principales étapes de la méthodologie de ce projet sont énumérées ci-dessous : I) prendre des mesures in-situ du PDS, MES et phytoplancton dans la baie d'Alger, et la baie du Kuwait pendant le passage du satellite ( $\pm 2$  heures). II) Obtenir des images Landsat-8 Oli dépourvue de nuage. III) Prétraiter les images satellites : corrections radiométriques (conversion du compte numérique (CN) en réflectance, corrections atmosphériques). IV) Téléchargez les délimitations (Shapefile) de la Baie d'Alger et la Baie de Bou-Ismaïl depuis la plateforme de l'Institut national de cartographie et de télédétection (INCT) (<http://www.inct.mdn.dz>), et de la plateforme (<https://mapcruzin.com/free-kuwait-country-city-place-gis-shapefiles.htm>) pour la baie du Koweït. V) Corréler et analyser les caractéristiques spectrales (valeurs de réflectance de la surface après corrections atmosphériques) par rapport au PDS, MES et phytoplancton (Diatomées et dinoflagellés) obtenues à partir des mesures in- situ. VI) Définir la région spectrale dans laquelle ces paramètres peuvent être prédits pour la mise en œuvre de modèles spatiaux. VII) Comparer les modèles PDS et MES extraits de la

baie d'Alger et étudier leur applicabilité dans la baie du Koweït afin d'obtenir un modèle transférable sur le plan spatial et temporel.

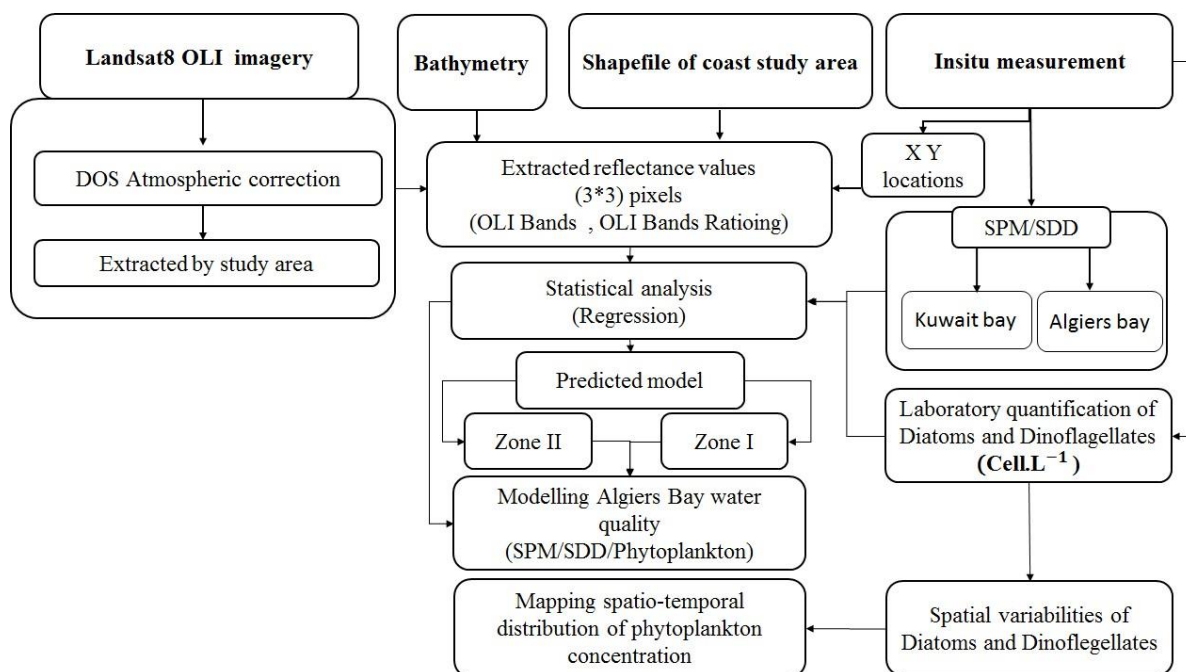


Figure 16. Organigramme de la méthodologie adoptée.

## V.2- La baie de Bou-Ismaïl

### VI.2.1- Modélisation de la température de surface de la mer (TSM)

Les précédentes études océanographiques au sud de la Méditerranée ont été limitées par le manque d'analyse multi-temporelle, ainsi la non-utilisation des technologies de télédétection. En conséquence, la variabilité spatiale et temporelle des TSM dans cette région reste inconnue, ou du moins, leur estimation reste scientifiquement insuffisante. Les modèles empiriques de télédétection mesurant les TSM dans les eaux côtières algériennes n'ont pas été établis.

Les données de télédétection infrarouge thermique (TIR) sont utilisées pour calculer la température de surface de la mer (TSM). Cette recherche vise à déterminer et à comparer les variations spatiales et temporelles de la TSM à des échelles pluriannuelles et à différents cycles saisonniers. Cette démarche s'appuie sur des modèles algorithmiques appliqués sur la Baie de Bou-Ismaïl en utilisant des bandes thermiques des satellites de la série Landsat, en particulier le TM (Thematic Mapper) de Landsat-5, l'ETM (Enhanced Thematic Mapper) de Landsat-7 et le TIRS de Landsat-8 acquis entre 1984 et 2016.

## Mesures in-situ et analyses au laboratoire

### V.1- Introduction

Afin de donner l'extrême importance aux milieux marins du littoral algérois et tous les facteurs qui menacent leur durabilité, et vu la nécessité d'évaluer l'état des écosystèmes et l'étendue de la pollution causée par les différentes activités anthropiques, un programme de suivi environnemental s'est élaboré et mis en œuvre pour comprendre l'état de la qualité des eaux marines dans cette région. Le travail consiste à collecter des échantillons d'eau de mer dans la baie d'Alger, la baie de Bou-Ismaïl et celle du Koweït (pour une étude comparative), quelques paramètres hydrobiologiques ont fait l'objet des mesures in-situ, à savoir : la profondeur de disque de Secchi (PDS), les matières en suspensions (MES) et le phytoplancton marin. Les observations qui coïncident avec le passage du satellite sont sélectionnées pour le développement des modèles de télédétection (Butt & Nazeer, 2015 ; Mouw et al., 2015), sachant qu'il est très difficile de réunir toutes les conditions favorables pour effectuer des mesures d'eau pendant le passage du satellite (mer calme, ciel clair, vent léger, temps ensoleillé) (D. Sun et al., 2014).

### V.2- Conditionnement du matériel

Le travail consiste à prélever des échantillons d'eau de mer dans la baie d'Alger, de Bou- Ismaïl (figure. 15) et celle du Koweït. Avant chaque campagne, tous le matériel d'échantillonnage utilisé est étalonné selon des protocoles standardisés pour chaque équipement (la sonde multiparamètres, le salinomètre, turbidimètre...ect), tandis que les flacons ont été préalablement rincées à l'eau douce du robinet, puis rincées une seconde fois à l'eau acide à base de 0,1 N (acide chlorhydrique), puis un nouveau rinçage est effectué à l'eau distillée, enfin les flacons ont été numérotées individuellement et stockés à l'abri de la lumière pour éviter toute contamination.

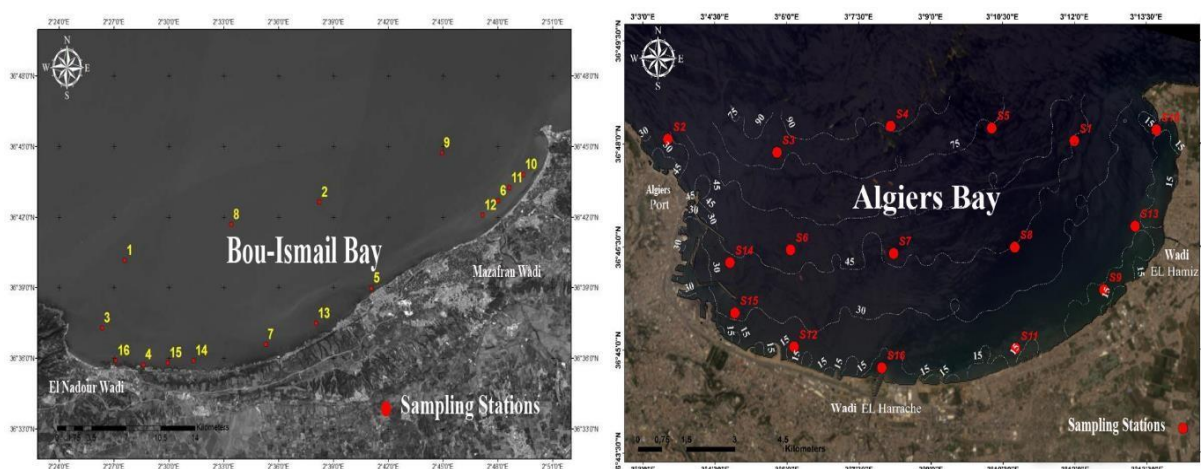


Figure 17. Les stations des mesures in-situ dans la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl.

### **V.3- Échantillonnage de l'eau de mer**

La collecte et le prétraitement des échantillons d'eau ont été effectués à bord de différents bateaux, à savoir "El Bahria", "Tourkiya", "El Houria" pour la baie d'Alger ; "El Safina", "El Houda" pour la baie de Bou-Ismaïl et "Tarrad 43" pour la baie du Koweït. Des échantillons d'eau de mer ont été prélevés à chaque station à une profondeur de 0.5 m. La position exacte de chaque station a été enregistrée par un récepteur GPS. Les échantillons d'eau de mer ont été prélevés à l'aide d'une bouteille de NISKIN de 5 litres rincée préalablement à de l'eau de mer. Ensuite, les flacons ont été rincés deux fois à l'eau de mer, puis remplis minutieusement d'eau de mer afin de ne pas provoquer de contamination des échantillons. L'analyse du phytoplancton et la détermination matières en suspension ont été effectuées au laboratoire des écosystèmes marins et littoral (Ecosysmarl) à la station de Sidi Fredj (ENSSMAL) et au laboratoire d'océanographie spatiale de l'université des sciences et technologies Houari Boumediene. Les échantillons ont fait l'objet d'une attention particulière qui s'adapte au type d'analyse.

#### **V. 3.1- Campagne d'échantillonnage dans la baie de Bou-Ismaïl**

Quatre campagnes d'échantillonnage ont été menées dans la baie de Bou Ismaïl (tableau. 5) en mars, avril et mai 2016, au cours desquelles les mesures de certains paramètres physico-chimiques ont été effectuées à l'aide d'un multi-paramètre de type "HANNA HI9828" (TSM, TURB, SAL) un disque de Secchi et les MES ont été dosés selon des protocoles standardisés.

**Tableau 4.** Mesures in-situ et passage du satellite (en vert : concordance significative des mesures in-situ/passage du satellite ; en blanc : concordance non significative des mesures in-situ/passage du satellite).

Dates des sorties	Zones	Nombre de stations	Dates du passage de satellite	Concordance mesures in-situ/passage du satellite	Couverture nuageuse
21/03/ 2016	Baie de Bou-Ismaïl	3	16/03/ 2016	-5 jours	100%
17/04/ 2016	Baie de Bou-Ismaïl	1	17/04/2016	-1 heure	90 %
16/05/ 2016	Baie de Bou-Ismaïl	4	19/05/2016	+3 jours	0%
22/05/2016	Baie de Bou-Ismaïl	10	19/05/ 2016	-3 jours	1%
09/03/ 2017	Baie d'Alger	16	03/03/ 2017	-6 jours	1%
04/04/ 2017	Baie d'Alger	16	04/04/ 2017	±2 heure	0%
21/02/2018	Baie de Koweït	10	25/02/2018	+5 jours	80%
25/02/2018	Baie de Koweït	07	25/02/2018	±2 heure	85%
04/03/2018	Baie de Koweït	10/20	04/03/2018	±2 heure	0%
09 /05/2018	Baie d'Alger	16	09/05/2018	±2 heure	0 %
17 /11/2018	Baie de Bou-Ismaïl	8	17/11/2018	±2 heure	80 %
04/12/2018	Baie d'Alger	16 Avec mesure de courant	03/12/2018	- 1 jour	0%
05/12/2018	Baie de Bou-Ismaïl	16	03/12/ 2018	-2 jours	30 %
13/06/2019	Baie d'Alger	16	13/06/2019	±2 heure	8 %

Malheureusement, les campagnes menées dans cette région (baie de Bou-Ismaïl) présentent un intervalle important entre les dates d'échantillonnage et les dates de passage du satellite comme indiqué dans le tableau ci-dessus. De plus, le nombre de stations était insuffisant pour synchroniser le rapport (Paramètres / satellite). Pour cette raison, nous avons limité l'étude corrélative (in-situ/satellite) sur la baie d'Alger, car elle présente un meilleur intervalle entre le passage du satellite et les dates des mesures in-situ, néanmoins la baie de Bou-Ismaïl a été désignée à la modélisation satellitaire de la température de surface de la mer.

### V.3.2- Campagne d'échantillonnage dans la baie d'Alger

#### V.3.2.1- Choix des périodes d'échantillonnage

La fréquence et la période de prélèvement de chaque élément de qualité de l'eau sont définies par la communauté scientifique (Daniel et al., 2012), dans notre travail, l'échantillonnage de quelques paramètres hydro-biologique de l'eau de mer ont été pris entre la fin de l'hiver et le début de printemps, cette dernière représente la période idéale pour décrire l'état écologique du milieu, dont les espèces marines soient dans un état physiologique plus stable et productif. Par exemple, un prélèvement inadéquat du phytoplancton au cours de l'année entraîne des biais dans

l'interprétation des données recueillies (absence de certains groupes d'algues) (Christophe, 2009). En Méditerranée, la période la plus représentatif pour le prélèvement du phytoplancton est la phase printanière qui coïncide avec la période de croissance et de certains phénomènes comme le bloom et la thermocline.

### **V.3.2.2- Prélèvements des paramètres hydro-biologiques**

#### **- La profondeur du disque de Secchi (PDS)**

La clarté de l'eau est mesurée à l'aide du disque de Secchi, C'est un disque standard d'un diamètre de 30 cm, de couleur alterné entre blanche et noire descendait dans une colonne d'eau. La profondeur de Secchi est la profondeur à laquelle le disque disparaît de la vue de l'observateur (Secchi, 1864). Les mesures du PDS ont été recueillies le 4 avril 2017, le 9 mai 2018 et le 13 juin 2019 dans la baie d'Alger, comprenant 16 stations répartis à travers la baie pour chaque année, le 4 mars 2018 dans la baie du Koweït à  $\pm 2h$  du passage supérieur du satellite et le 3 décembre 2018 à (- 01) jour du passage supérieur du satellite dans la baie d'Alger. Le choix et la répartition spatiale des stations sont basé sur des critères écologiques et anthropiques (tableau. 6).

La collecte des données a été effectuée entre le matin et avant la fin de l'après- midi (Butt & Nazeer, 2015). Toutes les valeurs de la PDS sont enregistrées par un seul opérateur (Ren et al., 2018), sur le côté ensoleillé du bateau en évitant l'ombre de l'observateur et sur la colonne d'eau observée. Les différences verticales et horizontales entre la colonne d'eau inférieure et l'observateur ne sont pas prises en compte pour les mesures de la PDS, le processus est basé uniquement sur l'hypothèse que la concentration des particules en suspension affectant la clarté de l'eau est constante sur chaque couche mesurée (Fleming-lehtinen & Laamanen, 2012).

**Tableau 5.** Stations d'échantillonnage de baie d'Alger .

Stations	X	Y	Zones de proximité	Profondeur d'échantillonnage
S1	3.19991°E	36.80068° N	Grand	1m
S2	3.05869° E	36.80119° N	Rejée KaaESour Travaux d'aménagement Bab el Oued	
S3	3.09662° E	36.79796° N	Grand	
S4	3.13614° E	36.8043° N	Grand Oued El Harrach	
S5	3.17122° E	36.80379° N	Grand Lido	
S6	3.10125° E	36.7743° N	Gare intermédiaire	
S7	3.13707° E	36.7734° N	Gare intermédiaire	
S8	3.17917° E	36.77487° N	Gare intermédiaire	
S9	3.21009° E	36.7645° N	Projet du Bateau cassé	
S10	3.22842° E	36.80326° N	Le port de Tamenfoust	
S11	3.1794° E	36.75034° N	Gestion du projet Lido	
S12	3.10246° E	36.75078° N	Gestion du projet Sabelette	
S13	3.221° E	36.7799° N	Oued El Hamiz	
S14	3.08021° E	36.77124° N	1ère jetée du port d'Alger	
S15	3.08192° E	36.75901° N	2eme jetée du port d'Alger	
S16	3.13294° E	36.74567° N	Oued EL Harrach	

#### - Les mesures in-situ de MES et analyse au laboratoire :

Des échantillons de particules en suspension ont été collectés dans la baie d'Alger le 4 avril 2017, 9 mai 2018 et 13 juin 2019 et dans la baie du Koweït le 4 mars 2018 avec le passage supérieur du satellite à  $\pm 2h$ , ainsi que le 3 décembre 2018 avec un passage du satellite à +1 jour pour la baie d'Alger (tableau. 5). Les flacons ont été rincés trois fois avant l'échantillonnage pour éliminer les sels et les dépôts sur les parois de la bouteille (Min et al., 2019). Les échantillons des MES (0,5 L à 2,5 L) ont été prélevés à une profondeur de 0,5 m dans 16 stations distribuées dans la baie d'Alger et 10 stations dans la baie de Koweït. La précision de la position a été obtenue à l'aide d'un récepteur du système de positionnement global (GPS). Les échantillons ont été collectés puis stockés dans une glacière à l'obscurité pour être immédiatement transportés au laboratoire afin de déterminer les concentrations des MES (Pereira et al., 2017). Les concentrations des MES ont été déterminées en pesant en milligrammes par litre chaque échantillon d'eau filtré immédiatement après échantillonnage (Hicks et al., 2013). Les filtres ont été séchés à 60°C, puis les échantillons ont été passés à travers des filtres Whatman GF/F dont la taille nominale des pores est de 0,74 $\mu$ m par des rampes de filtration. Ensuite, ils ont été séchés à 105° C pendant 4 h et pesés à nouveau pour obtenir la concentration des MES. La méthode consiste à faire passer de l'eau à travers un filtre pour retenir

toutes les particules supérieures à 0,74  $\mu\text{m}$ . Le filtre est séché et pesé avant et après la filtration. La différence des poids donne le poids sec total des matières en suspension dans le volume filtré correspondant (A Aminot & Chaussepied, 1983; Yibo Zhang et al., 2016).

### **- Prélèvement des échantillons du phytoplancton**

Les échantillons du phytoplancton ont été prélevés le 04/04/2017 et le 09/05/2018 à partir de l'eau de surface de la mer (1 m de profondeur) à l'aide d'une bouteille Niskin de 5L montée sur une corde graduée. Ces mesures in-situ sont prises au même moment que le passage du satellite avec un intervalle de temps de  $\pm 02$  heures, incluant 14 stations en 2017 et 16 stations en 2018 distribuées sur la baie d'Alger (figure. 15). Des flacons en polypropylène opaques et propres d'un volume de 250 ml ont été remplis. Chaque flacon est rempli minutieusement et attention particulière à partir d'un tube afin de prélever des échantillons représentatifs (protéger les cellules planctoniques de la détérioration). Les échantillons d'eau sont fixés avec une solution acide de Lugol de couleur brun clair lors de la fixation finale, les échantillons sont stockés à 4°C dans une glacière, puis emmenés au laboratoire pour l'analyse. Les campagnes en mer sont menées dans des conditions météorologiques favorables, avec un ciel clair et une mer calme (Laplace-Treytore et al., 2009).

### **- Quantification du phytoplancton**

Le phytoplancton est difficile à être estimé, parfois la quantification des espèces est coûteuse et nécessite beaucoup de temps (Ahn & Shanmugam, 2006; Gobler et al., 2017; Majozi, 2011; Ogashawara et al., 2014; Shin et al., 2018). Plusieurs techniques ont été utilisées pour la quantification et l'identification des densités cellulaires (Downing & Rigler, 1984; G R Hasle, 1978; Havens et al., 1996; Hötzel & Croome, 1999; Lund et al., 1958; Mcmanus & Katz, 2009; Palmer & Maloney, 1954).

Dans cette étude, les observations du phytoplancton ont été réalisées selon les recommandations du Guide Standard pour le comptage du phytoplancton par microscopie inverse - Norme (SGPCIM) (NF EN 15204, 2006), correspondant à la méthode Utermöhl (Utermöhl, 1958) et adoptée au niveau européen. Cette technique consiste à compter et identifier les cellules planctoniques (diatomées et dinoflagellés) par des clés d'identification appropriées, sous un microscope inversé (Optika). Le comptage a été effectué par balayage horizontal, dans une chambre de sédimentation préparée (2,5 à 10 ml après une période de sédimentation de 48 h), chaque échantillon est réalisé avec une précision maximale et converti en une mesure semi-quantitative. Les résultats sont exprimés en densité de cellules par volume ( $\text{Cellules.L}^{-1}$ ) (Barton et al., 2013; Druart & Rimet, 2008b;

Throndsen, 1995). Le processus de comptage et d'identification a duré 20 jours à partir de la date de la campagne d'échantillonnage telle que définie dans Laplace-Treyture et al., 2009.

### V.3.3- Echantillonnage dans la baie du Koweït

#### V.3.3.1- Echantillonnage in-situ

Afin de comparer les caractéristiques des eaux du Golfe persique et celles de la mer Méditerranée, nous avons mené cette initiative pour comprendre la similitude des eaux côtières de la région algérienne (baie d'Alger) avec celles de la baie du Koweït, dont les actions anthropiques, les caractéristiques physico- chimiques et optiques sont différentes. La mission consiste à prélever des échantillons de certains paramètres physico-chimiques tels que (transparence et matières en suspension). Les conditions de mesure (météorologiques), le protocole d'échantillonnage et d'analyse et l'équipement sont les mêmes que ceux utilisés dans la baie d'Alger.

Des campagnes d'échantillonnage a été menée dans la baie du Koweït, afin d'estimer certains paramètres physico-chimiques de la région (figure. 16), ainsi que des paramètres spectraux et radiométriques. Le but de cette recherche est d'étudier la qualité des eaux marines de la baie de Koweït en combinant des mesures in-situ (propriétés physico-chimiques et biologiques) avec l'imagerie du satellite Landsat-8 et le spectroradiomètre, cette relation nous a permis d'évaluer la qualité des eaux de cette région. Des échantillons d'eau de mer ont été recueillis le 21/02/2018, 25/02/2018 et 04/03/2018 dans 20 endroits différents dans la baie du Koweït. La localisation géographique des 20 sites d'échantillonnage a été déterminée en fonction des sites vitaux, où l'on distingue le déséquilibre de la qualité de l'eau sous l'influence des activités humaines, à des profondeurs supérieures à 05 m pour éviter les effets du fond sur les mesures spectrales du satellite et du spectroradiomètre. Cette période a été choisie pour correspondre à la disponibilité des données satellitaires.



**Figure 18.** Instruments utilisés dans la prise des mesures in-situ au Koweït.

### V.3.3.2 Échantillonnage par spectroradiomètre

#### - Spectroradiomètre CROPSCAN MSR 16

Afin de déterminer les propriétés optiques des eaux de la baie du Koweït et les comparer avec celles obtenues par satellite Landsat-8, nous avons mesuré la radiance de chaque station avec le spectroradiomètre CROPSCAN (figure. 17).

Un spectroradiomètre est un instrument qui mesure la puissance du flux de rayonnement électromagnétique en fonction de la longueur d'onde. Les spectroradiomètres peuvent couvrir, en fonction de leur résolution spectrale, une gamme plus ou moins étendue de longueurs d'onde, ils peuvent fonctionner dans l'ultraviolet, le visible et l'infrarouge.



**Figure 19.** Spectroradiomètre CROPSCAN MSR 16.

Les radiomètres multispectraux (MSR) sont développés pour améliorer l'évaluation de divers facteurs. Les évaluations visuelles sont subjectives, laborieuses et fastidieuses. L'utilisation de CROPSCAN, Inc., des systèmes MSR rendent les évaluations objectives, rapides, faciles et relativement peu coûteuses (<http://www.cropscan.com/msr.html>).

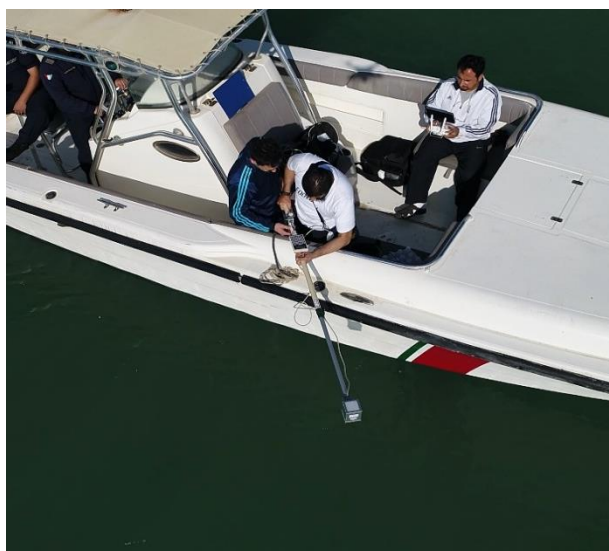
#### **a. Théorie de fonctionnement**

Chaque substance émet, absorbe, transmet ou réfléchit le rayonnement électromagnétique d'une manière spécifique. En mesurant la quantité de rayonnement dans chaque longueur d'onde, on peut définir les caractéristiques des substances. En pratique, seules certaines longueurs d'onde des bandes peuvent être choisies pour distinguer certaines caractéristiques des substances. Pour le système radiométrique CROPSCAN, des filtres interférentiels à bande étroite sont utilisés pour sélectionner certaines bandes dans les régions du visible et du proche infrarouge (NIR) du spectre électromagnétique (<http://www.cropscan.com/msr.html>).

## b. Composants du système

Les systèmes radiométriques multispectraux CROPSCAN se composent d'un radiomètre, d'un convertisseur DLC ou A/D, d'un terminal, d'un mât de support télescopique, de câbles de connexion et d'un logiciel d'exploitation. Le radiomètre utilise des photodiodes au silicium ou au germanium comme transducteurs de lumière. Des transducteurs appariés avec des filtres pour sélectionner les bandes de longueur d'onde qui sont orientés dans le boîtier du radiomètre pour mesurer l'irradiation incidente et réfléchie. Des filtres de longueurs d'onde de 450 à 1720 nm sont disponibles.

Dans notre étude, nous avons utilisé le spectrophotomètre MSR 16 (figure. 18), pour déterminer le comportement spectral (radiance et réflectance) de la surface des eaux marines de la côte du Koweït, dans différentes longueurs d'onde, qui correspondent à la même longueur d'onde mesurée par les satellites MODIS et Landsat (<http://www.cropscan.com/msr.html>).



**Figure 20.** Mesure in-situ avec le radiomètre multispectral CROPSCAN.

Treize bandes spectrales sont prises pour chaque échantillon à la même station où les mesures in-situ sont effectuées. Malgré les efforts déployés, un problème technique est malheureusement survenu lors de la programmation et de la prise des mesures. L'échantillonnage est effectué juste au moment de l'apparition du soleil et dans sa direction, en évitant l'ombre du bateau sur la surface échantillonnée, le ciel était relativement nuageux ce qui peut conduire à des résultats erronés, d'autant plus que le radiomètre est un capteur passif, c'est-à-dire que la principale source de rayonnement est le soleil, ce qui est la raison pour laquelle les résultats du radiomètre ne sont pas utilisés dans le travail.

## VI.3- La baie d'Alger et la baie du Koweït

### VI.3.1- Traitement des données satellitaires

#### a. Prétraitement des images

Les images Landsat sont utilisées avec succès dans la mesure de la transparence de (Markogianni et al., 2018). Cinq images Landsat-8 couvrant les baies d'Alger (196/034) et du Koweït (165/40), correspondant aux dates des mesures in-situ, sont utilisées pour modéliser les PDS, les MES et le phytoplancton (diatomées et dinoflagellés). Les images sont téléchargées à partir des archives Landsat disponibles gratuitement sur la plateforme de l'USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Les images téléchargées ont été inspectées visuellement pour éliminer les parties de l'eau de mer affectées par les ombres (Ian M. McCullough et al., 2012). Les images sont enregistrées dans le WGS84 comme système de référence mondial utilisant la projection universelle transversale de Mercator (UTM).

Les techniques les plus utilisées pour déterminer la concentration des composants de l'eau dans l'analyse des données de télédétection sont basées sur la réflectance de surface. Dans ce travail, trois approches peuvent être utilisées : L'approche empirique, l'approche semi-empirique et l'approche analytique (Gordon, Howard R, & Morel, 1985).

#### a. Concordance du satellite/mesures in-situ

Les observations in-situ sont importantes pour développer, affiner et valider les algorithmes de télédétection (Mouw et al., 2015). Certaines études suggèrent que les observations de terrain coïncidant avec le passage du satellite donnent les meilleurs ajustements. Le moment idéal pour collecter les données in-situ est tôt le matin et avant la fin de l'après-midi (Butt & Nazeer, 2015). Une fenêtre de temps de  $\pm 2$  heures est utilisée pour faire synchroniser les mesures du PDS, MES et phytoplancton avec les images Landsat-8 en utilisant la moyenne du 3\*3 pixels (Bailey & Werdell, 2006). Cette fenêtre spatiale est utilisée pour réduire l'effet de diffusion et prendre en compte les erreurs de localisation qui peuvent produire en raison de la dérive des bateaux par rapport à la station de mesure (Kloiber, Brezonik, & Bauer, 2002; Masocha et al., 2018; Wei et al., 2018). La moyenne de chaque fenêtre extraite est calculée en utilisant une approche de filtrage décrite par Bailey et Werdell (2006). La moyenne filtrée est mathématiquement exprimée par l'équation suivante :

$$filtered\ Mean = \frac{\sum_i (1.5*\sigma - \bar{X}) < X_i < (1.5*\sigma + \bar{X})}{n} \quad (1)$$

Où :

$\bar{X}$  et  $\sigma$  sont respectivement la moyenne et l'écart-type des valeurs de neuf pixels pour une fenêtre de (3\*3). n est le nombre de valeurs de pixels à  $\pm 1,5*\sigma$  de la moyenne du tableau de (3\*3) pixels. La moyenne filtrée est la moyenne des valeurs des pixels qui se situent à  $\pm 1,5*\sigma$  de la moyenne non filtrée (Bailey & Werdell, 2006).

**Tableau 6.** Date des Prélèvements, nombre des stations et passage du satellite.

Zone	Dates des prélèvements	Nombre de stations	Concordance du satellite/ in-situ	Mesure de courant (Moyenne)	Paramètres		Désignation
					Phytoplancton	PDS et MES	
Baie d'Alger	04/04/2017	16	±2 Heures	/	/	/	Création du model
	09/05/2018	16	±2 Heures				
	13/06/2019	16	±2 Heures	/	/	/	
	04/12/2018	30	-01 Jours	0,12 m/s	/	/	
Baie du Koweït	04/03/2018	10	±2 Heures	/	/	/	Evaluation du model

### b. Le traitement des images

Dans cette étude, nous avons utilisé deux images dépourvues de nuages acquises en 04/04/2017 et 09/05/2018 pour l'analyse du phytoplancton (diatomées et dinoflagellés) au printemps. Cependant, cinq images Landsat-8 sont considérées en 04/04/2017, 09/05/2018, 13/06/2019 et 04/12/2018 pour la baie d'Alger et 4/03/2018 pour la baie du Koweït.

### c. La correction atmosphérique

Les images optiques de télédétection sont sujettes à des déformations et des perturbations dues aux effets atmosphériques, aux vibrations des capteurs (Richards, 1999). Les images Landsat-8 de niveau 1 sont corrigées radiométriquement et atmosphériquement à l'aide du plugin de classification semi-automatique (SCP), un plugin libre et gratuit dans QGIS. Le compte numérique des images est converti en valeurs de réflectance de surface. Ensuite, la méthode de soustraction des objets sombres (DOS) est utilisée dans ce plugin pour la correction atmosphérique. Cette méthode est largement utilisée en raison de sa simplicité et les informations sont dérivées de l'image elle-même : L'approche DOS suppose l'existence de tels objets qui ont une réflectance de surface nulle ou proche de zéro (Nazeer et al., 2014; Norjamaki & Tokola, 2007). Cette hypothèse est très utile lorsqu'aucune mesure atmosphérique n'est disponible car il peut améliorer l'estimation de la réflectance de la surface terrestre/mer. La dernière étape de correction consiste à supprimer de l'analyse les pixels non valides et les pixels mixtes (pixels terres - eau), dus aux fluctuations

saisonniers du niveau de l'eau, aux caractéristiques atmosphériques et aux erreurs des capteurs. Les pixels situés en eaux peu profondes (<8m de profondeur) sont également retirés de l'analyse afin d'éviter la réflectance du fond marin (Lodhi, 2002).

## **Chapitre VII : Modélisation (eau/satellite)**

## VII.1- La transparence de l'eau

### VII.1.1- Analyse des données du PDS

#### VII.1.1.1- Corrélation des réflectances de surface avec les mesures in-situ du PDS

Les images corrigées atmosphériquement sont utilisées pour extraire les valeurs de réflectance des variables des bandes OLI sur 16 endroits étudiés, dont le nombre total des stations est  $n=48$ . La relation était étudiée en comparant les observations in-situ aux valeurs de réflectance de la surface pour chaque bande et ratios des bandes des huit premières fenêtres. La relation était étudiée en utilisant le coefficient de détermination et l'analyse de régression (Barrett & Frazier, 2016; S. A. C. Nelson et al., 2003).

Des transformations des données ont été appliquées pour les variables non distribuées normalement afin de répondre aux hypothèses de régression linéaire (Romeu, 2003). Les modèles développés pour estimer la PDS sont évalués sur la base de trois paramètres statistiques (Y Li et al., 2017; Shi et al., 2014): le coefficient de détermination de Pearson ( $r^2$ ), l'erreur quadratique moyenne (RMSE, équation (1)) et la différence moyenne en pourcentage absolu (MAPD, équation (2)) :

$$MAPD = \frac{\sum_{i=1}^n |PDS_i - \widehat{\mu}_P|}{n} \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (PDS_i - \widehat{PDS}_i)^2}{n}} \quad (2)$$

Où :

- $\widehat{PDS}_i$ : La profondeur de disque estimé pour chaque station ;
- $PDS_i$ : La profondeur de disque mesurée in-situ ;
- $\mu_P$ : Les valeurs moyennes prédites des stations ;
- $n$ : Le nombre total de stations.

La technique d'interpolation spatiale IDW (Inverse distance weighting) était utilisée pour quantifier la distribution spatio-temporelle de la PDS. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R studio, tandis que la cartographie spatiale était réalisée à l'aide du QGIS 3.6.

### VII.1.2- Résultats et discussion

Les variations de la transparence de l'eau dans la baie d'Alger sont caractérisées par une distribution hétérogène, l'eau apparaît moins claire dans les zones où les déversements des rejets et les activités humaines sont plus intenses. La profondeur totale moyenne pour les trois années (2017,

2018 et 2019) est environ 7,8 m. la transparence montre une grande variation entre les stations côtières et celles du large. Une faible transparence est observée dans la partie Sud et Sud-Est de la baie, tandis que la partie Nord et Nord-Ouest apparaît plus claire, les stations côtières ont une faible profondeur du disque avec un minimum de 0,4m, 1,5m, 0,6 m en 2017, 2018 et 2019 respectivement, mesurée dans la station 16 à côté de l'Oued El Harrach. Les stations de large ont une forte profondeur du disque avec un maximum de 17m pour les années 2017, 2018 et 9.5 en 2019 observées dans la station 03 (tableau. 8).

**Tableau 7.** Les statistiques descriptives des données in-situ des PDS

	<b>04 Avril 2017</b>	<b>09 Mai 2018</b>	<b>13 Juin 2019</b>	<b>Total</b>
<b>Minimum</b>	0.4	1.5	0.6	0.4
<b>Maximum</b>	17.0	17.0	9.5	17.0
<b>Moyenne</b>	7.6	9.8	5.9	7.8

En fonction des caractéristiques géomorphologiques de la zone d'étude, la baie d'Alger reçoit une grande quantité des particules en suspension, en particulier dans la région Sud-Est qui possède des eaux moins transparentes où l'alimentation en nutriments est principalement assurée par Oued El Harrach, Oued el Hamiz, le port d'Alger et les projets d'aménagement côtier (Sablette et Lido). Ceci est dû aux processus hydrodynamiques qui suivent la direction du vent (généralement Nord-Ouest) qui provoquent la remise en suspension des particules vers la partie Sud-Est de la baie. De plus, les courants marins (les courants de surface et de dérive) contribuent à l'hydrodynamisme côtier par l'intrusion des eaux claires du large vers la baie (Mihoubi et al., 2012).

#### **VII.1.2.1- Développement du modèle de régression PDS**

Par conséquent, les eaux de la région du Nord-Ouest sont plus claires, en raison de la connexion avec la haute mer, ce qui permet la régénération permanente des eaux de surface (figure.20).

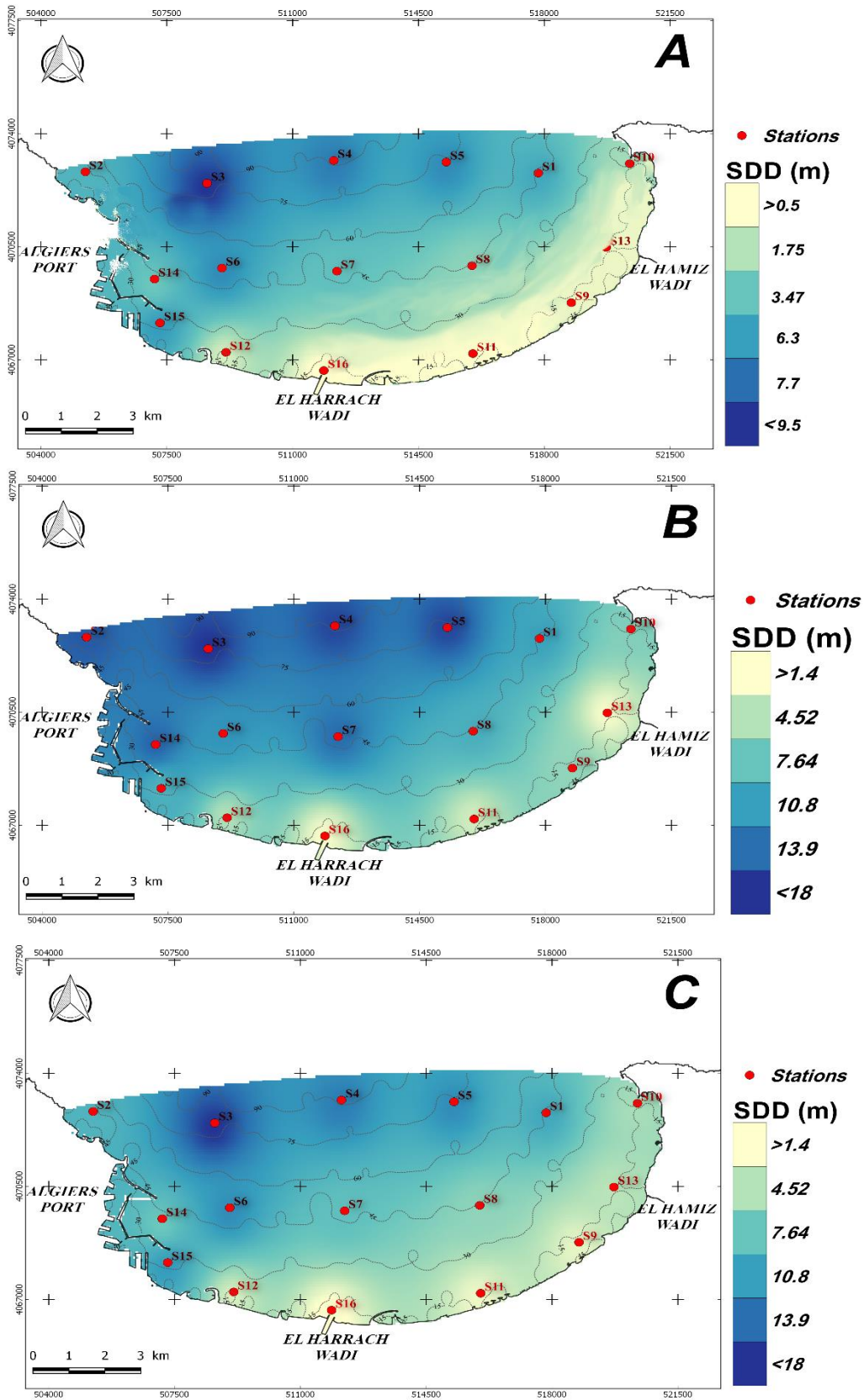
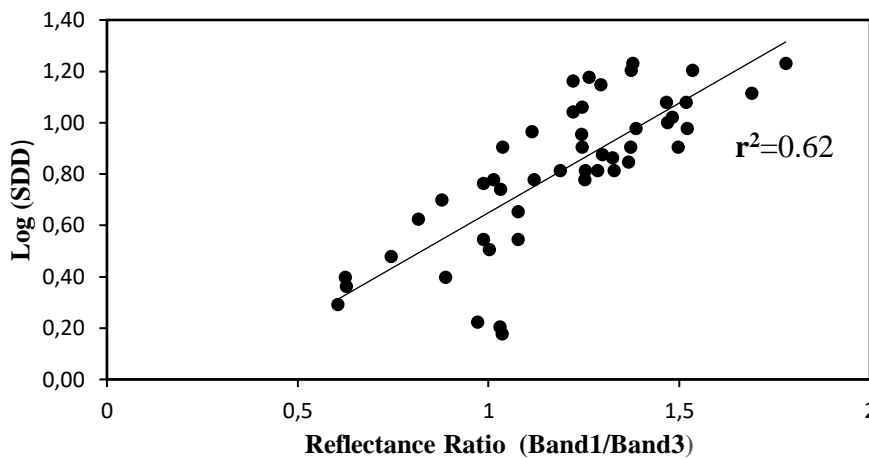


Figure 21. Répartition du PDS mesurée in-situ dans la baie d'Alger en : A : 2019, B : 2018 et C : 2017.

Une analyse de régression empirique est effectuée afin d'évaluer les relations entre la PDS mesurée in- situ (n = 48) et les valeurs de réflectance de surface extraites des données de télédétection (Elhag et al., 2019). Suite à la régression linéaire et au test de normalité (figure. 21), nous avons constaté que le rapport entre l'aérosol côtier et les bandes vertes (bande1 / bande3) présente la fenêtre spectrale la plus significative pour évaluer la clarté de l'eau dans toute la baie, avec ( $r^2=0,62$ , RMSE=0,17, MAPD =0,46) (tableau. 9).



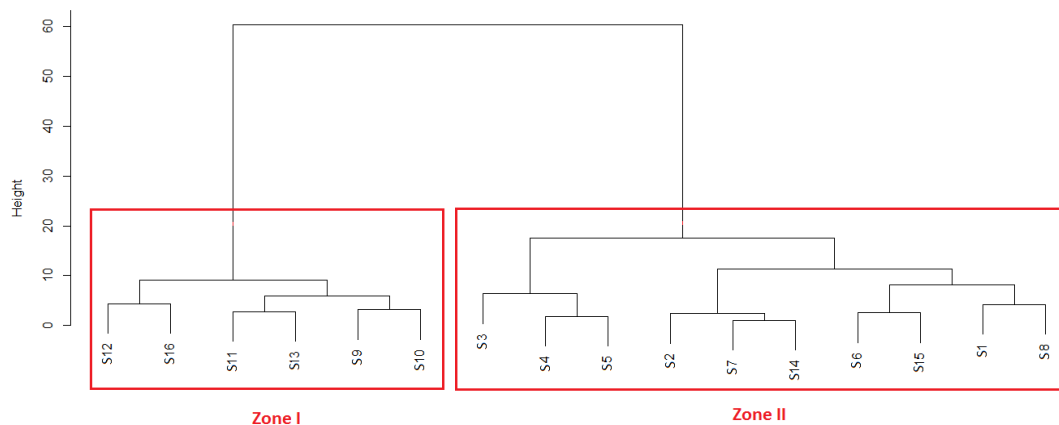
**Figure 22.** La régression linéaire entre log (PDS) et le rapport de réflectance (bande1/bande3) dans toutes les stations.

Les caractéristiques spectrales des eaux peu profondes sont plus complexes que celles des eaux profondes (Y. Liu et al., 2003). Les modèles de régression établis pour les eaux claires ne peuvent pas être appliqués sur les eaux turbides (Kloiber, Brezonik, & Bauer, 2002; Kloiber, Brezonik, Olmanson, et al., 2002; J. r Lathrop & Richard, 1992). Suite à la variation importante entre la PDS maximum (17 m observés dans les stations de large) et minimum (0,4 m observé dans les stations côtières), il est nécessaire d'étudier indépendamment chaque relation avec son environnement (les eaux côtières et celles de large) (Barrett & Frazier, 2016).

**Tableau 8.** Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance OLI et la PDS mesurée in-situ dans toutes les stations

Stations	Variables	Equations	RMSE	MAPD	$r^2$	n
Toutes les Stations	PDS	$13.039*(B1/B3) - 7.7503$	2.853	7.019	0.59	48
		$13.157*(B1/B8) - 8.685$	3.041	6.986	0.54	
	Log (PDS)	$0.8537*(B1/B3) - 0.2044$	0.177	0.465	0.62	
		$0.8599*(B1/B8) - 0.2637$	0.191	0.481	0.56	
		$1.005*(B2/B3) - 0.4093$	0.189	0.486	0.57	
		$2.6589*(B1/B8) - 0.6763$	0.557	1.745	0.59	
		$3.0101*(B2/B3) - 1.0083$	0.574	1.752	0.56	

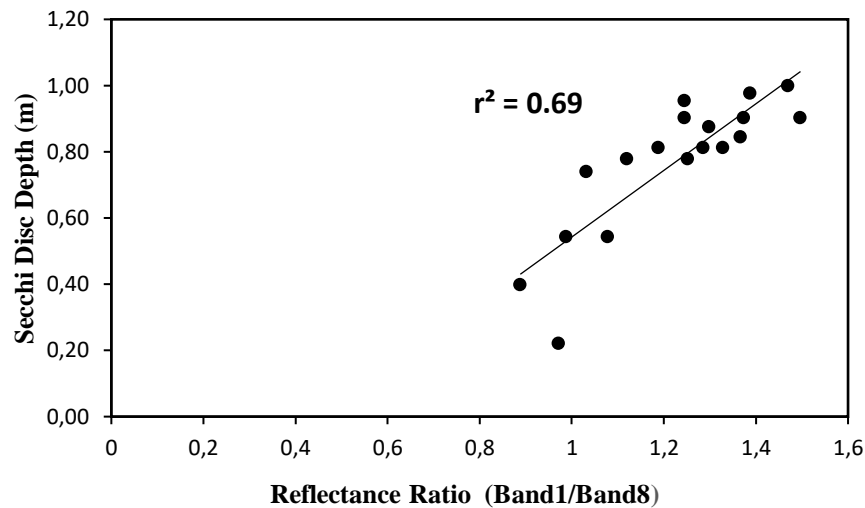
Plusieurs études ont suggéré l'existence de deux classes d'eau optiquement distinctes dans différentes régions côtières (Nazeer et al., 2017; Weismiller et al., 1977). La transparence de l'eau dans la Baie d'Alger peut être facilement distinguée par la différence de distribution des particules en suspension. De même, l'application du test d'analyse hiérarchique montre que les valeurs de la PDS peuvent être distribuées en deux zones d'eau (figure. 22).



**Figure 23.** La distribution hiérarchique des zones de distribution du PDS dans la baie d'Alger.

**Zone I :** Située dans la partie Sud-Est, caractérisée par de faibles valeurs de profondeur du disque de Secchi, cette partie est principalement influencée par l'apport de nutriments, des particules en suspension et des polluants provenant principalement des embouchures et des effluents côtiers (Oued El Harrach, Oued El Hamiz, le port d'Alger, les projets d'aménagement de Sablette et Lido). Cette zone est aussi influencée par des importants processus hydrodynamiques et considérée comme une zone d'activités touristiques et de pêche.

**Zone II :** Située dans la partie Nord-Ouest, se caractérise par des eaux plus claires, elle est considérée comme une zone de régénération d'eau par l'entrée des eaux de mer plus claires suite aux activités hydrodynamiques.



**Figure 24.** La régression entre la PDS (zone I) et le rapport de réflectance (bande 1/bande8).

La régression linéaire entre les bandes OLI et l'ensemble des données in-situ dans la zone I (n=18) (figure.23), a montré que le rapport des bandes d'aérosols côtiers et panchromatiques (bande1 / bande8) a présenté la fenêtre spectrale la plus significative pour évaluer la clarté de l'eau dans toute la baie, avec ( $r^2=0,69$ , RMSE=1,206, MAPD =3,209) (tableau. 10). Les résultats de la corrélation entre les bandes OLI et l'ensemble des données in-situ (n=24) dans la zone II analysés indépendamment, sont insignifiants ( $r^2 < 0,49$ ) et donc ignorés.

**Tableau 9.** Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance OLI et la PDS mesurée in-situ dans les stations de la zone I.

Zone	variables	Equations	RMSE	MAPD	$r^2$	n
Zone I	PDS	$8.6*(B1/B8) - 5.368$	1.206	3.209	0.69	18
		$7.5421*(B2/B3) - 4.0753$	1.525	3.477	0.511	
		$9.4458*(B2/B8) - 6.5437$	1.903	4.377	0.566	
	$\sqrt{PDS}$	$1.771*(B1/B4) - 0.312$	0.425	1.021	0.527	

### VII.1.2.2 Évaluation du modèle de régression

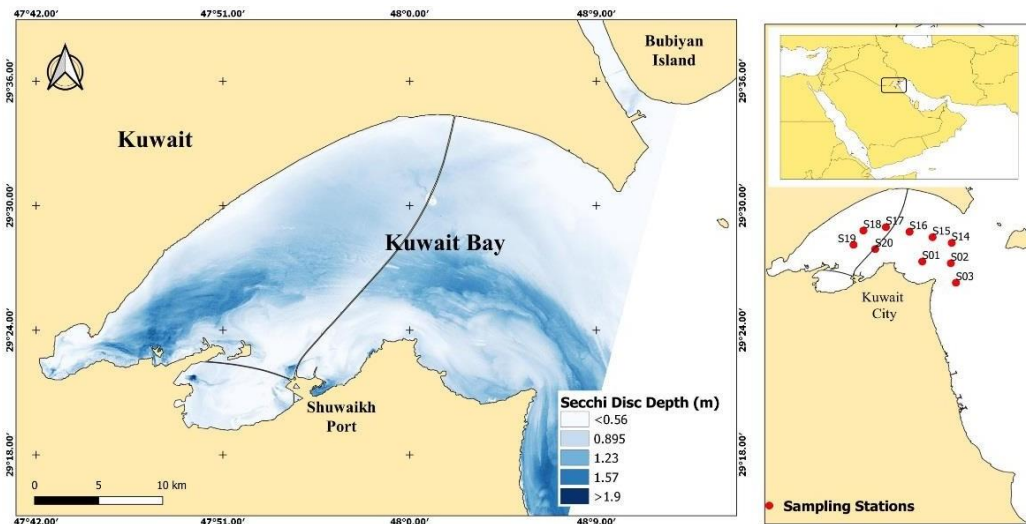
#### a. Dans la baie d'Alger

Afin de tester la performance du modèle créé, l'image Landsat-8 acquise le 03 décembre 2018 est traitée de manière similaire à celle des images précédentes, l'objectif est de savoir si le modèle établi dans la baie d'Alger peut être transférable dans des conditions différentes à celles du modèle créé (saison et période). Les résultats spectraux de l'image (réflectance de surface) sont comparés aux mesures in-situ du PDS du 04 décembre 2018 (n=30) avec (-01 jours) de rapprochement entre le passage supérieur du satellite et les mesures in-situ. La vitesse du courant de surface pour chaque

station été mesurée à l'aide d'un courantomètre (Valeport 108 MkIII) afin de confirmer que le déplacement des masses d'eaux dans la baie entière. Nous avons constaté que la vitesse des courants est très faible (0,12 m/s). De plus, les mesures de PDS sur le terrain ont montré une corrélation significative ( $r^2=0,64$ , RMSE=0,16, MAPD =0,28) pour le modèle général et ( $r^2=0,66$ , RMSE=0,36, MAPD =0,41) pour le modèle de la zone I.

**b. Dans la baie du Koweït**

La deuxième approche pour évaluer les modèles établis dans la baie d'Alger, est de tester l'applicabilité de ce derniers (le modèle général et de la zone I) sur une autre zone en dehors des eaux côtières algériennes avec des caractéristiques physico-chimiques et optiques différentes comme celles de la baie du Koweït. Sachant que les conditions d'échantillonnage sont identiques à celles de la baie d'Alger (concordance du satellite avec les mesures in-situ  $\pm 02$  heures, ciel clair, mer calme). Les positions des stations d'échantillonnage (n=10) ont été situées dans des eaux optiquement significatives ( $> 8$ m de profondeur) afin d'éviter l'effet du fond. Nous avons constaté que seul le modèle de la zone I donne une relation significative avec l'image datée du 3 mars 2018. le rapport des bandes aérosols côtières et panchromatiques (bande1/ bande8) donne ( $r^2=0,61$ , RMSE=0,19, MAPD =0,39), donc présente le rapport spectral le plus significatif pour évaluer la clarté de l'eau dans la baie du Koweït (figure. 24).



**Figure 25.** Application du modèle estimé de la PDS dans la baie du Koweït.

Les mesures in-situ indiquent que la baie du Koweït est caractérisée par une faible transparence avec une moyenne de 1,5 m. Les résultats obtenus sont satisfaisants par rapport aux modèles établis et l'applicabilité des modèles de télédétection devrait être basée sur les zones plus ou moins turbides (dépendent de la présence de matières en suspension et de polluants). Les résultats indiquent que la transparence de l'eau est plus élevée dans la baie d'Alger par rapport à celle de la baie du Koweït.

La plupart des techniques et des modèles développés pour évaluer la transparence de l'eau sont basés sur la luminosité ou la réflectance de la surface des bandes simple ou les ratios des bandes R/G/B (tableau. 11). (Barrett & Frazier, 2016; Arnold G Dekker et al., 2002; Guang et al., 2006; Kallio et al., 2008). De plus, dans cette étude, nous avons trouvé une corrélation significative entre (bande1 / bande8) et les zones polluées, donc la relation est significative.

**Tableau 10.** Les bandes spectrales Landsat utilisées dans différents travaux de recherche.

Auteurs	Capteurs Landsat	R	Zones d'études
(J. r Lathrop & Richard, 1992)	TM1/TM3	0.83-0.94	Wyoming Michigan
(Lavery et al., 1993)	TM3 - TM1/TM3	0.81	Estuaire perth Australie
(Pattiaratchi et al., 1994)	TM3	0.78	Cockburn sound Pres de perth
(Cox et al., 1998)	TM3/TM1	0.82	Reservoir de caroline
(Day, 2000)	TM1/TM3	0.78	Alexandria
(Kloiber, Brezonik, Olmanson, et al., 2002)	TM3- TM1/TM3 - MSS1/MSS3	0.70 - 0.80	Twin cities TCMA Minnesota
(I M McCullough, 2012)	TM1- TM3	0.69 - 0.90	Maine Lacs Minnesota et Winsconsin
(Kallio et al., 2008)	TM1- TM2 -TM3 - TM2/TM3	0.63 - 0.92	Boreal river Bassin
(Giardino et al., 2001)	TM1/TM2	0.85	Basin of the sub-alpine lake district (Italy)
(Hicks et al., 2013)	$\ln(ETM1/ETM3) - \ln(ETM1)$	0.67	Waikato regions, new Zeland
(L.M. Fuller et al., 2011)	$\ln(SDT)=a(B1/B3) + b(B1) + c(TM1/TM3)$	0.53- 0.97	Michigan inland Lakes
(Lori M Fuller & Minnerick, 2007)	$\ln(SDT)= a(TM1)+b(TM2)+ c(TM3)$	0.5 – 0.93	Michigan Lakes
(Chowdhury et al., 2014)	$\ln(SDT)= a(TM1)+b(TM1/TM3)- c$	0.66	Inland water of Dhaka
(Masocha et al., 2018)	OLI 2 – OLI4	0.87 – 0.88	African reservoirs lake Chivero and Mazvikadei

Selon l'USGS (2015), la bande 1 l'aérosols côtiers (0,433-0,450  $\mu\text{m}$ ) du satellite landsat-8 est utile pour visualiser les eaux peu profondes et suivre les particules fines comme la poussière et la fumée (Zanter, 2015), cette bande permet d'observer la couleur des eaux côtières (Brown et al., 2008; Vermote et al., 2016). Les scientifiques ont utilisé l'aérosol côtier (bande 1) pour améliorer la sensibilité et surveiller les concentrations de la chlorophylle et les sédiments en suspension dans les eaux côtières (Roy et al., 2014). D'autre part, les bandes panchromatiques de la série Landsat peuvent avoir un grand potentiel pour évaluer la clarté de l'eau (Zhao et al., 2011). Cette bande combine les couleurs visibles (RGB) en un seul canal, c'est donc la plus nette de toutes les bandes RGB du capteur, elle est significativement corrélée avec la clarté de l'eau en raison de l'association

des concentrations de nutriments, des matières en suspension, du ruissellement de surface et des sédiments où l'atténuation de la lumière est significativement augmentée et la clarté de l'eau est réduite (S Kratzer et al., 2017; Ren et al., 2018). Cela confirme le choix et la performance de notre algorithme avec les bandes correspondantes, qui indiquent parfaitement leurs utilités pour l'étude de la clarté des eaux côtières.

Dans la baie d'Alger, les modifications de la PDS sont pertinentes pour la stratification de l'eau de mer qui représente le degré de turbulence de la colonne d'eau, en particulier dans la zone I, où la turbulence de l'eau peut augmenter la croissance du phytoplancton et conduit à une augmentation de la concentration en chlorophylle dans les eaux supérieures.

## **VII.2- Le phytoplancton**

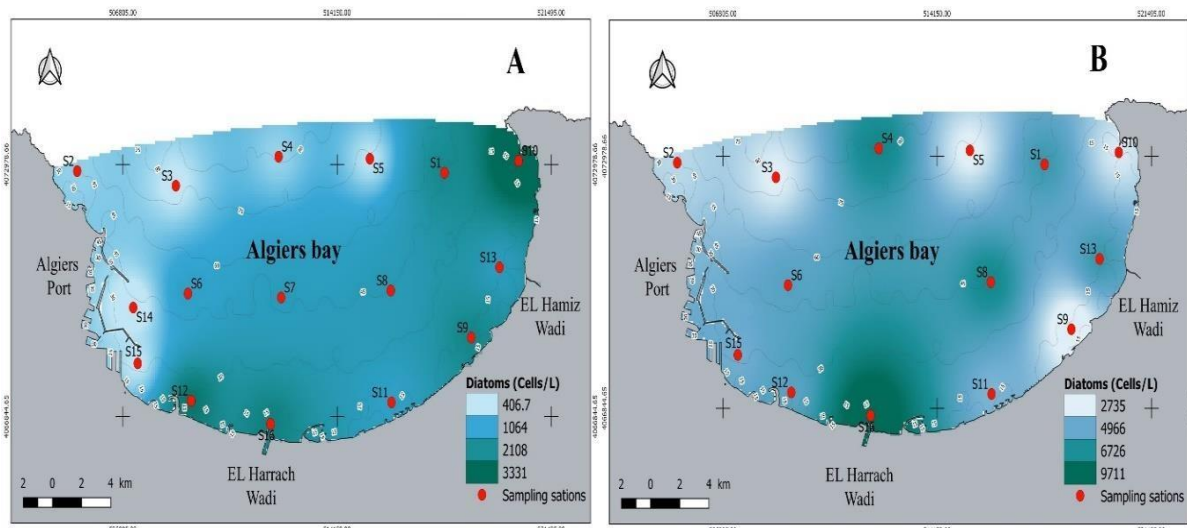
### **VII.2.1- Analyse des données sur le phytoplancton**

#### **VII.2.1.1- Analyse statistique et spatiale**

Les données in-situ sont statistiquement résumées pour explorer la variabilité temporelle des espèces phytoplanctoniques. De plus, la variabilité spatiale des diatomées est comparée à celle des dinoflagellés sur le site d'étude, à l'aide du test du Khi-deux. La relation entre la densité cellulaire du phytoplancton (diatomées et dinoflagellés) et les sept bandes d'images Landsat-8 OLI traitées est étudiée à l'aide du coefficient de détermination et l'analyse de régression. La relation est étudiée en comparant les observations in-situ aux valeurs de réflectance de surface de chaque bande et aux ratios des bandes. Des transformations des données sont appliquées pour les variables non distribuées normalement afin de répondre aux hypothèses de régression linéaire. La précision des modèles est évaluée à l'aide de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) et la différence moyenne absolue en pourcentage (MAPD). De plus, la technique d'interpolation spatiale (IDW) est utilisée pour estimer la distribution spatiale et temporelle des dinoflagellés au printemps 2017 et 2018. Toutes les analyses statistiques sont effectuées à l'aide d'IBM SPSS Statistics 24 (IBM Corp, New York, USA), tandis que l'analyse spatiale est effectuée à l'aide de QGIS 3.6.

#### **VII.2.2- Résultats et discussion**

Les densités moyennes des diatomées et des dinoflagellés en 2017 et 2018 étaient respectivement de 5084, 1502, 15589 et 21655 cellules. L<sup>-1</sup> (tableau. 12). Dans l'ensemble des stations réparties sur la baie en 2017 et 2018, les densités cellulaires des dinoflagellés étaient supérieures à celle des diatomées (figure.29).



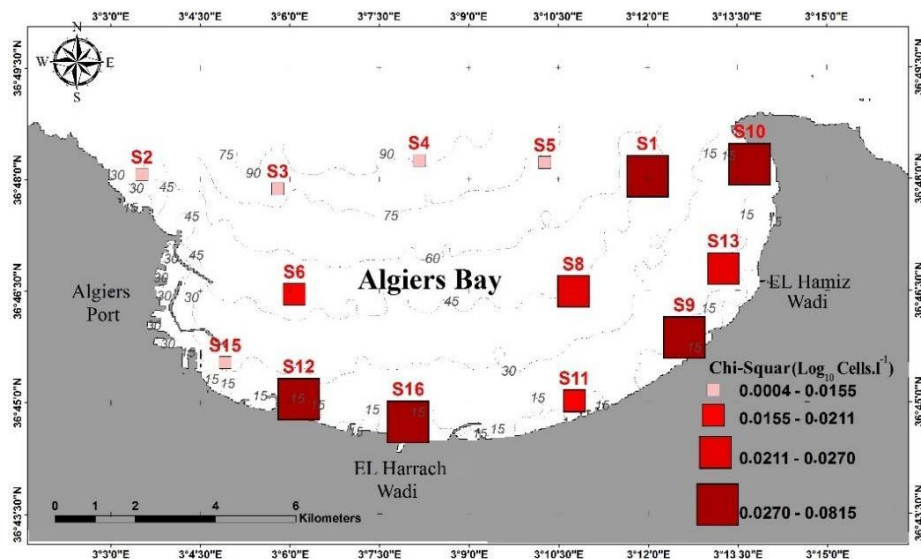
**Figure 26.** Distribution in-situ des diatomées de surface, (A : en 2018) et (B : en 2017).

En général, les densités des cellules phytoplanctoniques dans la partie Nord-Ouest de la baie étaient inférieures aux densités dans la partie Est et Sud-Est de la baie. La densité maximale des cellules de diatomées a été observée à la station 16 en 2017, tandis que la densité maximale des cellules de dinoflagellés a été observée à la station 16 en 2018 (figure. 25).

**Tableau 11.** Les statistiques descriptives du phytoplancton in-situ.

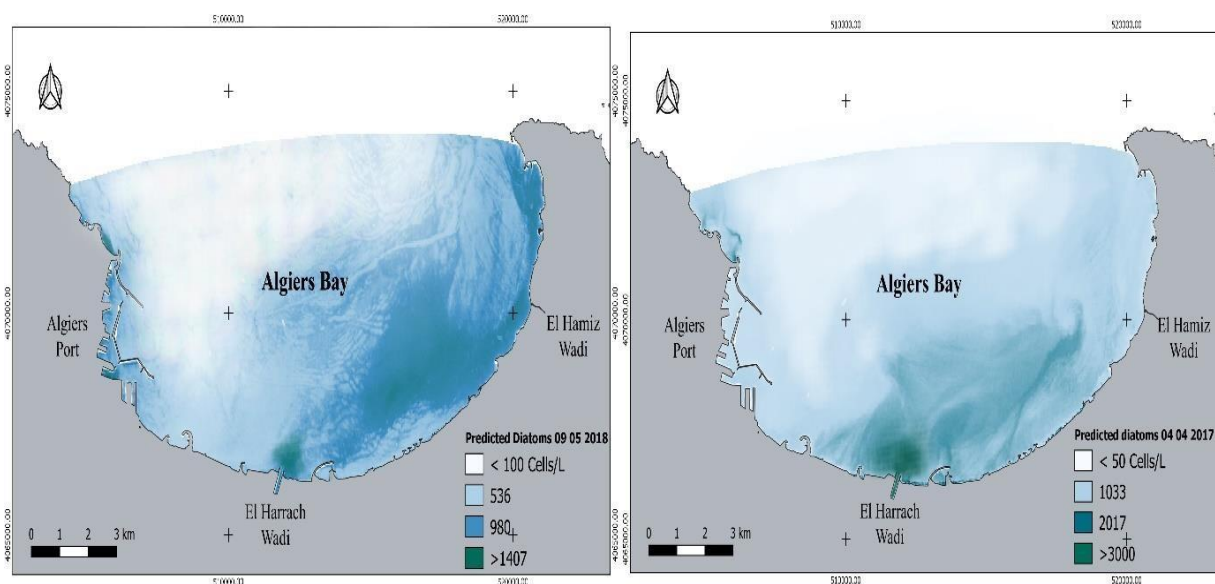
Variables (Cellules.L <sup>-1</sup> )		Min	Max	Médiane	Moyenne
2017	Diatomées	1748	11816	5008	5084
	Dinoflagellés	156	45772	10010	15589
2018	Diatomées	125	4300	1374	1502
	Dinoflagellés	90	126010	3461	21655
Total	Diatomées	125	11816	2521	3173
	Dinoflagellés	90	126010	6651	18824

Afin de déterminer la relation entre les diatomées et les dinoflagellés en termes de distribution spatiale, la biomasse moyenne et l'abondance ont été transformées en prenant le  $\log_{10}$  (Kouhanestani et al., 2019). L'application du test du khi-deux pour les mesures in-situ ( $\log_{10}$  diatomées et  $\log_{10}$  dinoflagellés), nous a permis d'observer que le phytoplancton a une grande indépendance spatiale (variation). Cela nous a permis de déduire deux catégories de distributions spatiales (figure. 29) : Une dans la zone Nord-Ouest de la baie (zone I) caractérisée par la dépendance spatiale des deux espèces ; et l'autre dans la zone Sud-Est de la baie (zone II), où la densité des dinoflagellés observée était plus élevée.



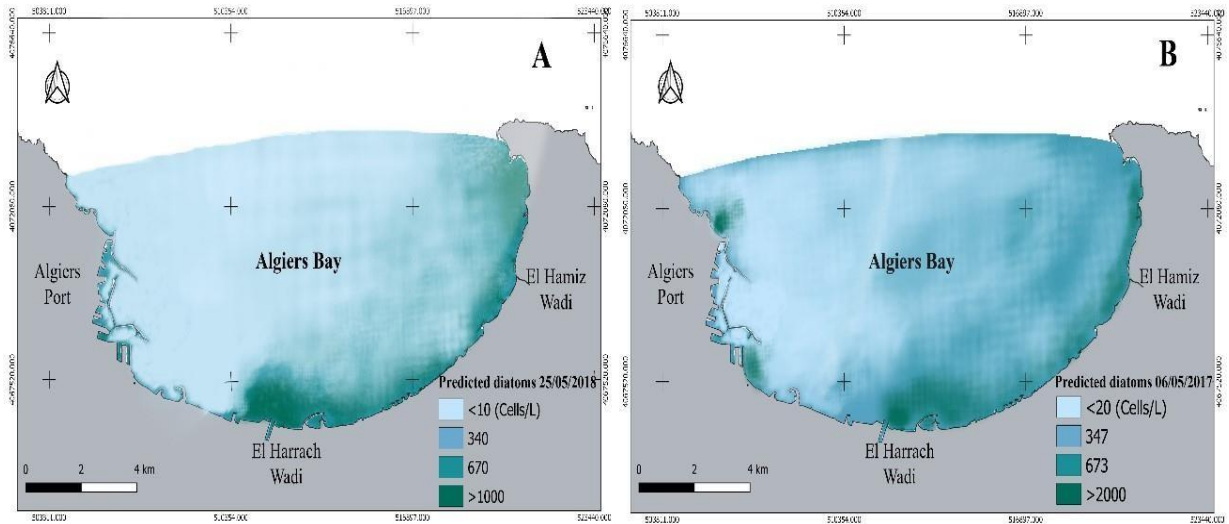
**Figure 27.** La distribution du Khi-deux pour  $\log_{10}$  des cellules diatomées et dinoflagellés en 2017 et 2018.

Cela peut s'expliquer par les facteurs hydrodynamiques de la baie d'Alger, tels que le courant de dérive et la houle qui disperse les masses d'eau de mer vers la zone Sud-Est. En outre, les effluents des eaux usées rejetées par oued El Harrach (auprès de la station 16) et oued El Hamiz, ainsi que les polluants du port d'Alger et des projets de d'aménagement côtiers (Chabane *et al.*, 2018), ont contribué à l'augmentation des concentrations des nutriments et des matières en suspension, créant un environnement favorable à la croissance d'algues nuisibles (Kouhanestani *et al.*, 2019).

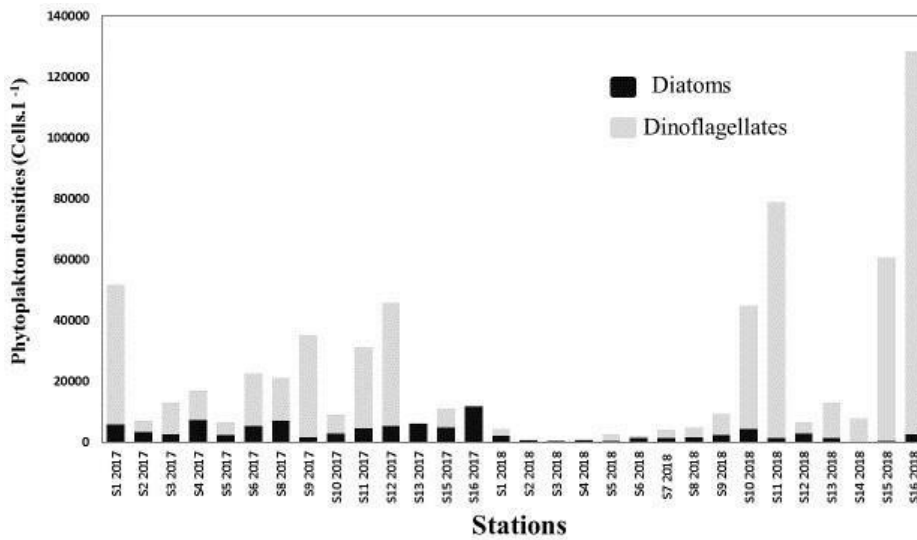


**Figure 28.** Distribution estimée des diatomées de surface en utilisant le modèle Landsat le plus précis, (A : en avril 04, 2017) et (B : en mai 09, 2018).

L'application du modèle générale sur la baie d'Alger dans des période différentes à celle du modèle établis : Mai 2019 (A), Mai 2018 (B), montre que la prévision de la distribution horizontale des Diatomées dans la baie d'Alger subis presque le même comportement spatial ou la partie Sud et Sud-Est, qui est remarquable par une grande densité cellulaire, surtout dans les zones ou les activités humaines sont importantes (figure.28).



**Figure 29.** Distribution estimée des diatomées de surface en utilisant le modèle Landsat le plus précis, (A : Mai 06, 2019) et (B : Mai 25, 2018).



**Figure 30.** Distribution des densités cellulaires des diatomées et des dinoflagellés en surface.

### VII.2.2.1- Modélisation des densités du phytoplancton

Les bandes et les ratios des bandes spectrales des images OLI corrigées atmosphériquement ont été corrélés avec la densité des diatomées, des dinoflagellés et la totalité du phytoplancton mesuré in-situ (n = 30). La corrélation entre les bandes OLI, lorsqu'elles sont analysées indépendamment, et l'ensemble des données in-situ était insignifiante ( $r^2 < 0,24$ ) et donc ignorée par souci de précision (tableau. 13).

**Tableau 12.** Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance de Landsat 8-OLI et les densités cellulaires des deux types d'algues dans toutes les stations.

Variable	Equations	RMSE	MAPD	$r^2$	n
Log (phytoplancton)	$0.2592*(\text{LogB6}/\text{LogB3}) + 0.4355$	3.25	3.81	0.23	30
	$0.1345*(\text{LogB6}/\text{LogB4}) + 0.7075$	3.19	3.80	0.11	
	$0.2185*(\text{LogB7}/\text{LogB2}) + 0.6903$	3.04	3.76	0.17	
	$0.3194*\text{Log} (B2/B6) - 0.5264$	4.34	4.09	0.13	
	$0.2186*\text{Log} (B4/B7) - 0.3825$	4.33	4.09	0.17	

Les produits de rapport de bande ont été utilisés pour modéliser la densité cellulaire des diatomées. Le rapport de bande  $\log B7/\log B2$  a montré la relation la plus significative avec la densité cellulaire des diatomées ( $r^2 = 0,62$ ,  $\text{RMSE} = 0,28$ ,  $\text{MAPD} = 2,31 \%$ ) (tableau. 14) (figure.30).

Plusieurs produits de ratios des bandes OLI ont montré une relation significative avec la densité cellulaire des diatomées, alors que les dinoflagellés n'avaient pas de relations significatives avec les ratios de rapport des bandes OLI (tableau. 15).

**Tableau 13.** Les modèles de régression linéaire pour les valeurs de réflectance de Landsat-8 OLI où la densité de  $\log_{10}$  diatomées est la variable dépendante pour toutes les stations.

Phytoplancton	Equations	RMSE	MAPD	$r^2$	n
Log (diatom)	$1.1953 (\log B7/\text{Log} B2) + 1.4434$	0.28	2.31	0.62	30
	$1.0965 (\log B6/\text{Log} B2) + 1.6524$	0.29	2.31	0.59	
	$0.6986*\log (B2/B6) + 2.7891$	0.30	2.31	0.57	
	$0.8107*\log (B3/B7) + 2.6906$	0.30	2.31	0.57	
	$0.7537*\log (B3/B6) + 2.7855$	0.31	2.31	0.55	
	$1.0227*\log (B4/B6) + 2.8796$	0.31	2.31	0.53	
	$1.0834*\log (B4/B7) + 2.7806$	0.31	2.31	0.53	

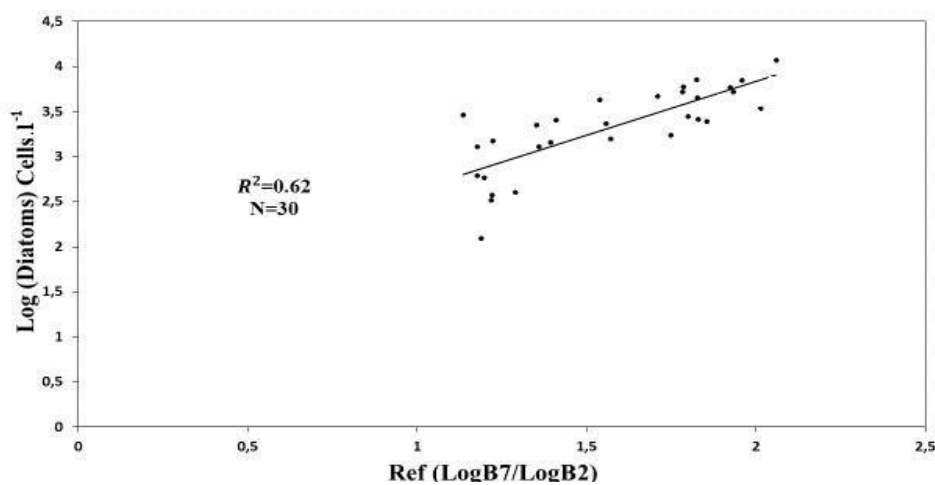
La structure cellulaire des diatomées et des dinoflagellés peut expliquer les relations des bandes OLI avec la densité cellulaire de ces espèces. Les diatomées sont autotrophes, et donc leur densité

est fortement associée à leurs pigments, en particulier la chlorophylle-a (Godhe et al., 2008) qui contribue de manière significative à la modification des POA de l'eau (H. Gordon et al., 1988).

**Tableau 14.** Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance de landsat-8 OLI pour les densités des cellules de dinoflagellés dans toutes les stations.

Variables	Equations	RMSE	MAPD	r <sup>2</sup>	n
Log (dinoflagellés)	-1,1845(R5/R3) + 4,2606	0,726	2,700	0,189	30
	-2,4036(B3/B4) + 5,8196	0,728	2,701	0,185	
	0,19*log(B4/B6) + 3,6666	0,804	2,689	0,005	
$\sqrt{\text{dinoflagellés}}$	101,09*(B1/B3) + 32,22	80,821	105,339	0,100	
	-82,494*(R5/R3) + 143,15	81,764	105,391	0,080	
	16,985Log(R4/R6) + 100,17	85,132	105,242	0,004	
$\sqrt{\text{dinoflagellés}}$	-977,43*(LogB5/LogB7) + 952,2	53,209	72,993	0,169	
	31,425*Log (B2/B4) + 62,55	57,466	72,827	0,032	
	4,3577*(B2/B4) + 60,541	57,478	72,826	0,031	

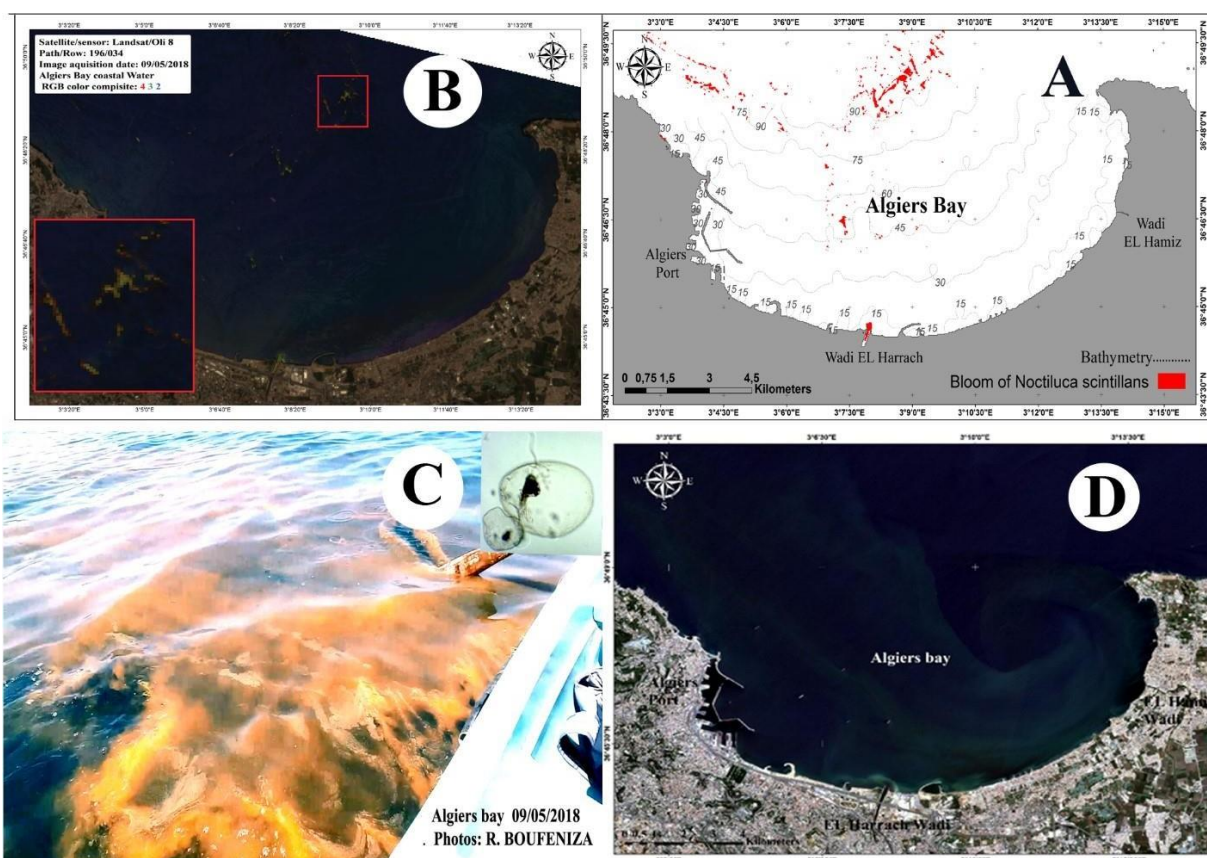
Cela peut expliquer la relation significative entre les bandes OLI et la densité des cellules des diatomées. Les espèces des dinoflagellés agissent différemment, ils peuvent être autotrophes ou hétérotrophes et manquent de chloroplastes (Leakey et al., 1996), ce qui signifie que la présence des dinoflagellés n'est pas nécessairement corrélée aux concentrations de la chlorophylle-a. Les dinoflagellés hétérotrophes, soit environ la moitié des espèces des dinoflagellés, modifient les POA de l'eau de mer d'une manière différente de celle des dinoflagellés autotrophes. Un nombre important de dinoflagellés hétérotrophes changent la couleur de l'eau de mer en orange à rouge ce qui provoque des marées rouges (Jeong et al., 1999; Park et al., 2013; Phlips et al., 2015).



**Figure 31.** La relation entre les diatomées et le rapport de bande (REF logB7 / REF logB2).

### VII.2.2.2- La distribution spatio-temporelle des diatomées et des dinoflagellés

La distribution spatio-temporelle des diatomées a été cartographiée à l'aide du modèle adéquat extraite du satellite Landsat-8 le plus adéquat ( $\log B7/\log B2$ ). La distribution temporelle des espèces phytoplanctonique a montré que la densité cellulaire au printemps 2018 était supérieure à ce qu'elle était au printemps 2017. De plus, la distribution spatiale des diatomées et des dinoflagellés semble être influencés par divers facteurs.



**Figure 32.** (A et B) : Bloom phytoplanctonique dans les eaux de surface de la baie d'Alger (09/05/2018), (C) : Efflorescence algale de *Noctiluca scintillans* (petite image) et sa couleur (grande image) dans les eaux côtières de la baie d'Alger (mai 2018) et (D) : hydrodynamisme du bloom phytoplanctonique.

La forte densité cellulaire des espèces phytoplanctoniques peut être attribuée aux apports terrigènes élevés de nutriments qui sont transportés par les systèmes hydrodynamiques et qui offrent des conditions favorables pour le développement des microalgues. Les eaux proches du port d'Alger ont été caractérisées par une densité cellulaire relativement élevée, probablement induite par des activités portuaires et les projets d'aménagement. L'abondance des diatomées a clairement diminué dans les eaux de large, en particulier au milieu de la baie. Cela peut être expliqué par deux

facteurs : les forces des courants littoraux qui dispersent les nutriments et les matières en suspension, ce qui favorise la croissance du phytoplancton le long de la côte plutôt que dans les eaux de large ; et la vague induite par le vent du Nord-Ouest qui a orienté le flux du phytoplancton, de nutriments et de sédiments en suspension vers la partie Sud-Est de la baie.

La distribution spatiale des dinoflagellés semble aussi être contrôlée par les systèmes hydrodynamiques et les activités anthropiques ; en général, ces espèces étaient abondantes dans les eaux littorales. Un autre phénomène spatial remarquable est la relation inverse entre la densité cellulaire des dinoflagellés et des diatomées dans la S13 et la S16. Cela peut indiquer la présence des dinoflagellés hétérotrophes sur ces sites qui broutent les diatomées.

Lors de la deuxième campagne (15 mai 2018), une prolifération massive d'algues de couleur rouge- orange a été observée à proximité des stations S4 et S5 d'origine du Nord-Ouest. Six jours plus tard, la prolifération d'algues s'est étendue et a atteint les eaux littorales, comme l'illustre l'image Sentinel-2A obtenue le 15 mai 2018 (figure. 31- D). Les échantillons prélevés de ce bloom ont contenu l'espèce *Noctiluca scintillans*, une des espèces de dinoflagellés. Cela indique fortement que l'espèce a fait l'objet d'une prolifération considérable dans la baie d'Alger (figure. 31). La prolifération de *Noctiluca scintillans* peut être autotrophe ou hétérotrophe par cette espèce se nourrissant de phytoplancton tel que, les diatomées (Sweeney, 1976; L. Wang et al., 2016). Ainsi, l'émergence du planctons hétérotrophes s'accompagne souvent d'un déclin de diatomées (L. Wang et al., 2016), comme observé dans S13 et S16.

Compte tenu de la présence de la floraison du phytoplancton de l'espèce *N. scintillans* au printemps 2018, il est évident que le nombre des dinoflagellés est supérieur à celui de 2017. Nous savons que les dinoflagellés peuvent se maintenir soit par fixation de carbone par son endosymbiote autotrophe vert (*Protoeuglena noctilucae*), soit par ingestion de proies exogènes (hétérotrophes) (L. Wang et al., 2016). L'émergence de ces types d'espèces s'accompagne souvent d'un déclin de la diversité des espèces (diatomées) (L. Wang et al., 2016). En comparant le nombre des deux types de phytoplancton étudiés (diatomées, dinoflagellés), nous suggérons que le nombre des dinoflagellés est supérieur à celui des diatomées, car les *N. scintillans* en bloom peuvent utiliser les diatomées comme proies pour se nourrir, de sorte que le nombre des diatomées diminue au fur et à mesure de la floraison.

La prolifération d'algues en haute mer a révélé que la qualité de l'eau et les écosystèmes de la baie d'Alger sont étroitement liés à des facteurs régionaux qui ne peuvent être détectés de manière exhaustive sans l'utilisation des images de télédétection. Les villes et les ports du littoral

méditerranéen peuvent être une source de divers polluants qui se déplacent librement vers de nombreux endroits, dont la baie d'Alger. Ainsi, un système d'alerte basé sur la télédétection est obligatoire pour maintenir et entretenir les écosystèmes de la baie d'Alger.

### VII.3- Les matières en suspension

#### VII.3.1- Analyse des matières en suspensions

##### VII.3.1.1- Corrélation des valeurs spectrales avec les particules en suspension

Les techniques les plus usuelles pour déterminer la concentration des constituants de l'eau par télédétection sont basées sur la réflectance de surface (H. Gordon et al., 1988; W. Liu et al., 2007). Des analyses statistiques, comprenant le calcul des valeurs maximales, minimales, moyennes, des régressions linéaires ont été effectuées (Gomes, 2018; Yibo Zhang et al., 2016). L'analyse statistique dans ce travail vise à déterminer les bandes spectrales qui ont une relation significative avec les mesures in-situ des MES. Le choix des bandes spectrales (bandes simples ou combinées) pour le modèle d'estimation est basé sur la corrélation qui donne une meilleure relation (linéarité/normalité) entre les valeurs de réflectance de surface et les MES in-situ dans tous les échantillons.

Les images corrigées atmosphériquement sont utilisées pour extraire les valeurs de réflectance des variables des bandes OLI sur 16 stations réparties sur la baie d'Alger. La relation est déterminée en utilisant le coefficient de détermination et l'analyse de régression (Barrett & Frazier, 2016; S. A. C. Nelson et al., 2003). Comparant les observations in-situ aux valeurs de réflectance de surface pour chaque bande et les bandes ratios des huit premières fenêtres. Des transformations des données ont été appliquées pour les variables non distribuées normalement afin de répondre aux hypothèses de régression linéaire (Romeu, 2003). Les modèles développés pour estimer les MES ont été évalués sur la base de trois paramètres statistiques (Y Li et al., 2017; Shi et al., 2014): le coefficient de détermination ( $r^2$ ), la différence moyenne en pourcentage absolu (MAPD, équation (3)), l'erreur quadratique moyenne (RMSE, équation (4)) :

$$MAPD = \frac{\sum_{i=1}^n |MES_i - \widehat{\mu}_P|}{n} \quad (3)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\widehat{MES}_i - MES_i)^2}{n}} \quad (4)$$

Où :

- $\widehat{MES}_i$  : la valeur prédite pour chaque station ;

- $MES_i$  : la concentration des MES mesurées in-situ,
- $\mu$ : la valeur moyenne prévue des stations ;
- $n$  : le nombre total de stations .

Les Concentrations des MES sont distribuées de manière hétérogènes sur la baie d'Alger, La moyenne totale des concentrations des MES quantifiées sur trois printemps (2017, 2018 et 2019) est de : 238 mg.L<sup>-1</sup>. Les concentrations des MES montrent une grande variation entre les stations côtières et celles de large. Les concentrations les plus élevées des MES sont observées dans la partie Sud et Sud-Est de la baie où les déversements des rejets et les activités humaines sont plus importants avec un maximum de 1182,8 mg. L<sup>-1</sup>, 544,02 mg.L<sup>-1</sup>, 553,33 mg.L<sup>-1</sup> pour 2017, 2018 et 2019, respectivement mesurés dans la station 16, tandis-que les concentrations les moins importantes sont observées dans la partie Nord et Nord-Ouest avec un minimum de 136,06 mg.L<sup>-1</sup> dans les trois années mesurées dans la station 03 (tableau. 16).

**Tableau 15.** Les statistiques descriptives des données in-situ des MES

MES (mg/L)	Min	Max	Médiane	Moyenne
<b>04/04/2017</b>	183,870	1182,800	200,570	260,896
<b>09/05/ 2018</b>	20,994	544,029	82,813	146,319
<b>13/06/2019</b>	203,333	553,333	303,333	307,333
<b>Total</b>	136,066	760,054	195,572	238,183

La baie d'Alger reçoit une grande quantité de particules en suspension, surtout dans la région de Sud et Sud-Est où les eaux sont plus turbides. L'approvisionnement en nutriments est principalement assuré par oued El Harrach, oued El Hamiz, le port d'Alger et les projets d'aménagement côtier, cela est dû aux effets des activités anthropogéniques qui sont acheminées par processus hydrodynamiques et qui suivent la direction du vent, provoquent la remise des matières en suspension vers la partie Sud-Est de la baie. De plus, les courants marins contribuent à l'intrusion des eaux claires de la haute mer vers la baie (Mihoubi et al., 2012). La distribution spatiale des MES in-situ est cartographiée par interpolation spatiale en utilisant la méthode IDW (figure. 32)

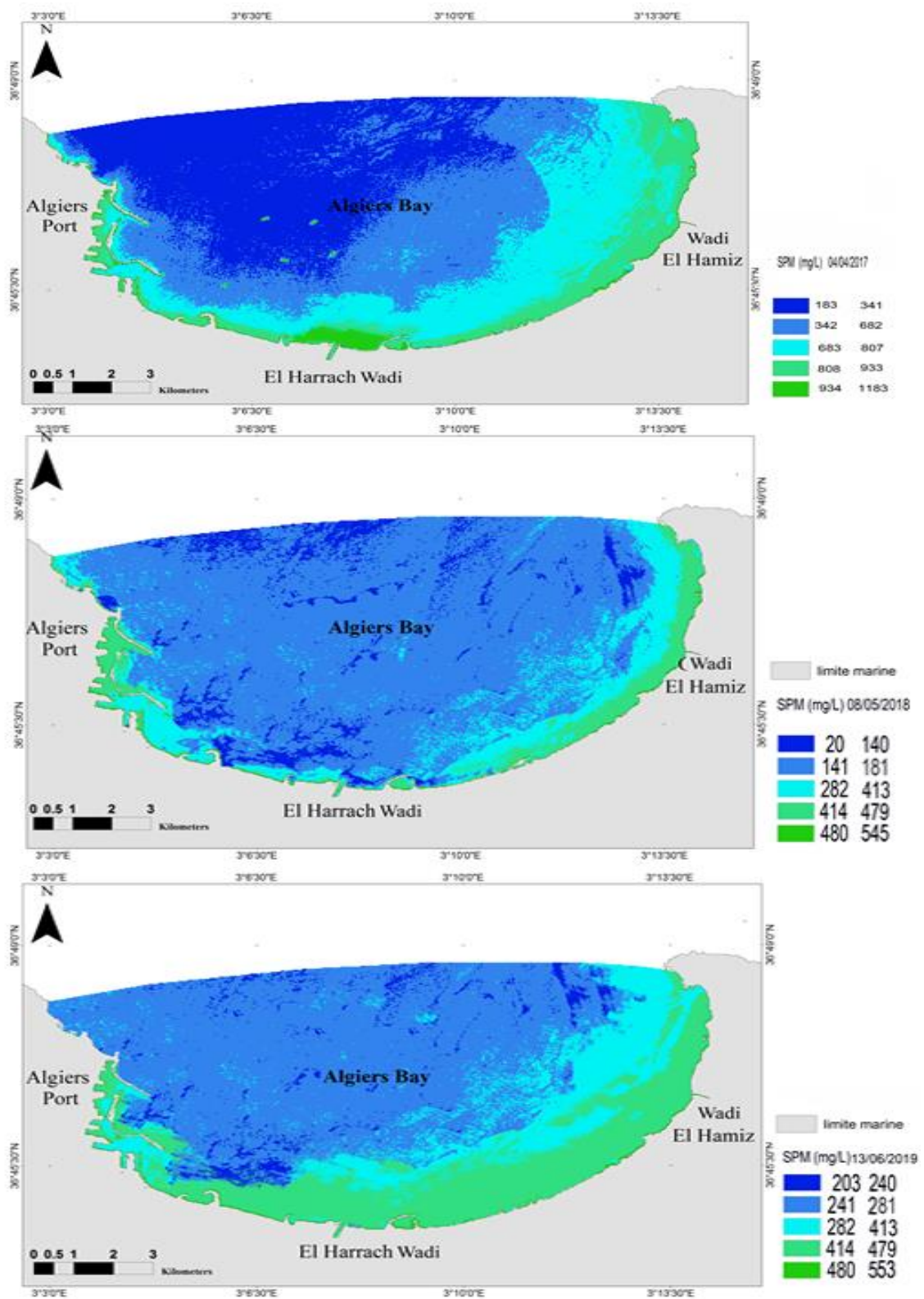
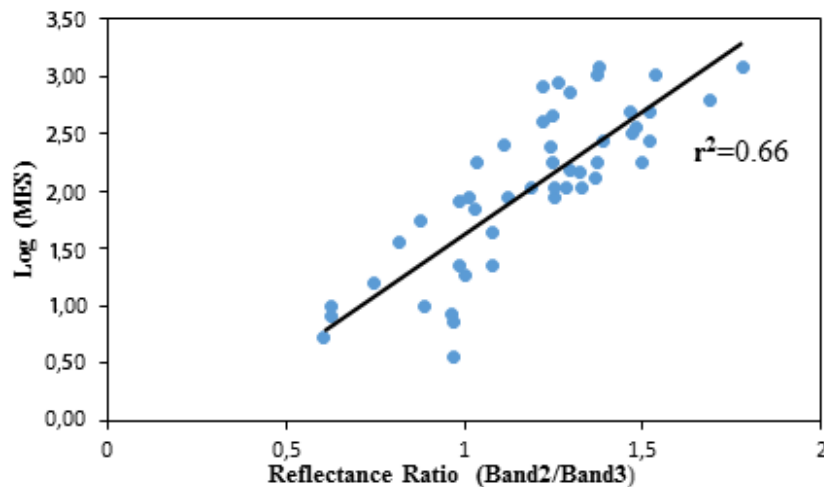


Figure 33. La prévision des concentrations des MES dans la baie d'Alger.

### VII.3.1.2- Développement d'un modèle de régression MES

Une analyse de régression empirique multiple est effectuée afin d'évaluer les relations entre les MES in-situ ( $n = 48$ ) et les valeurs de réflectance de surface extraites des données de télédétection (Elhag *et al.*, 2019). Suite à la régression linéaire (figure. 33), nous avons constaté que le rapport entre la bande bleu et la bande verte (bande2/bande3) qui présente la fenêtre spectrale la plus significative pour évaluer la distribution des matières en suspension dans la baie d'Alger entière, avec ( $r^2=0,66$ ,  $RMSE=0,19$ ,  $MAPD =0,76$ ) (tableau. 17).



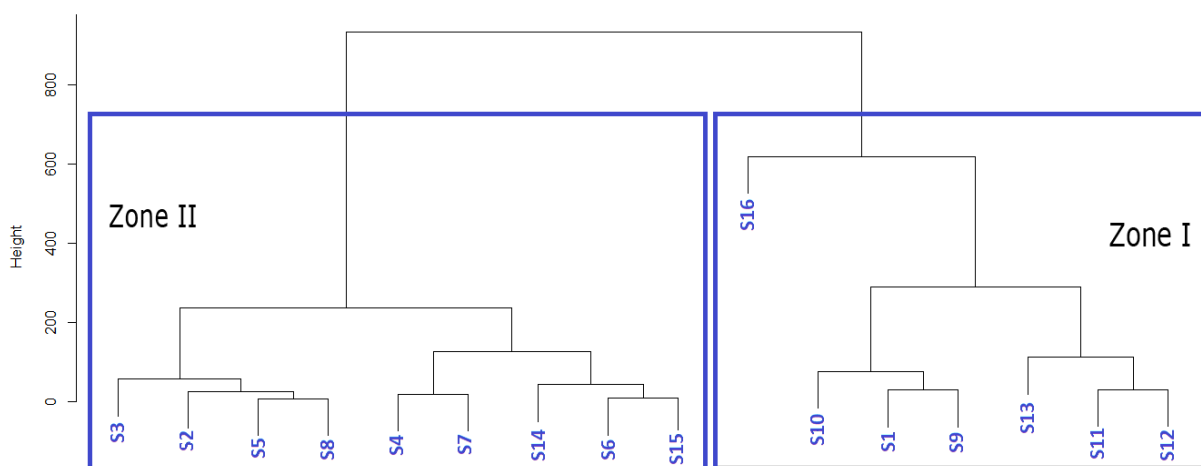
**Figure 34.** La régression entre le log (MES) et le rapport de réflectance (bande 2/bande 3) pour toutes les stations.

Comme les modèles de régression établis pour les eaux claires ne peuvent pas être appliqués sur les eaux turbides (Kloiber, Brezonik, & Bauer, 2002; Kloiber, Brezonik, Olmanson, et al., 2002; J. r Lathrop & Richard, 1992) en raison de la variation importante entre un minimums (  $136,06 \text{ mg.L}^{-1}$  ) observée dans les stations de large) et un maximum ( $760,054 \text{ mg.L}^{-1}$  ) observé dans les stations proches du rivage. il est nécessaire d'étudier indépendamment chaque cas avec son environnement (Barrett & Frazier, 2016).

**Tableau 16.** Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de la réflectance OLI et les MES in-situ dans toutes les stations.

Stations	Variables	Equations	RMSE	MAPD	r <sup>2</sup>	n
Toutes les Stations	MES	14.039*(B4/B3) - 6.7303	3.853	9.019	0.53	48
		13.157*(B2/B4) - 8.685	3.041	6.986	0.54	
	Log (MES)	1.6537*(B2/B3) - 3.2044	0.188	0.764	0.66	
		0.8599*(B2/B8) - 0.2637	0.191	0.481	0.57	
		1.005*(B5/B2) - 0.4093	0.189	0.486	0.54	
		2.659*(B5/B8) - 0.6763	0.557	1.745	0.52	
		6.0101*(B1/B3) - 2.5083	0.473	1.752	0.53	

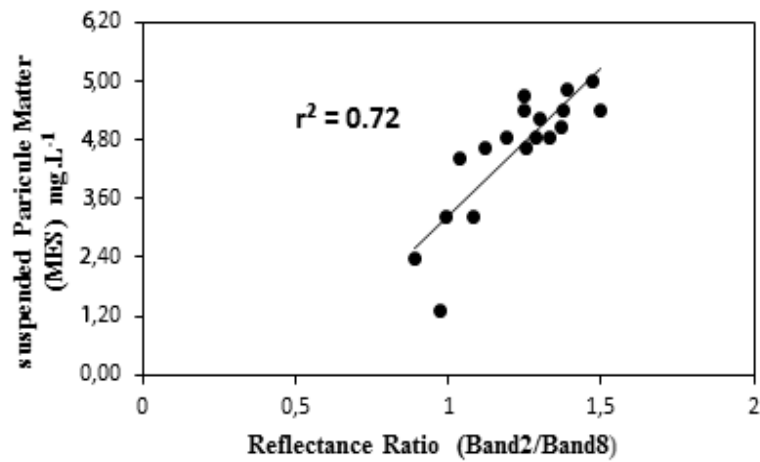
Plusieurs études ont suggéré l'existence de deux classes d'eau optiquement distinctes dans différentes régions côtières (Nazeer et al., 2017; Weismiller et al., 1977). De même, l'application du test d'analyse hiérarchique a montré que les MES peuvent être séparément distingués dans deux zones d'eaux côtières pour la baie d'Alger (figure. 34).



**Figure 35.** Distribution hiérarchique des concentrations des MES dans la baie d'Alger.

**Zone I :** Située dans la partie Sud-Est caractérisée par de faibles valeurs des MES, cette partie est principalement influencée par l'apport de nutriments, de polluants chargés de particules en suspension provenant des embouchures et des effluents côtiers (Oued El Harrach, Oued El Hamiz, le port d'Alger et Tamenfoust et le projet d'aménagement du site Sablette et du Lido), cette zone est influencée par des processus hydrodynamiques importantes et considérée comme une zone d'activités touristiques et de pêche.

**Zone II** : Située dans la partie Nord-Ouest, se caractérise par des eaux moins turbides, considérée comme zone de régénération par l'entrée d'eau de mer plus claire suite aux activités hydrodynamiques.



**Figure 36.** La régression entre les concentrations de MES (Zone I) et la réflectance ratio (bande 2/ bande8).

La régression linéaire entre les bandes OLI et l'ensemble des données in-situ dans la zone I (n=21), a montré que le rapport des bandes bleues et panchromatiques (bande2 / bande8) a présenté la fenêtre spectrale la plus significative pour évaluer la clarté de l'eau dans toute la baie (figure. 35), avec ( $r^2=0,72$ , RMSE=0,18, MAPD =0,36) (tableau. 18). Les résultats de la corrélation entre les bandes OLI et les ensembles des données in-situ (n=27) dans la zone II, lorsqu'ils ont été analysés indépendamment, étaient insignifiants ( $r^2 < 0,40$ ) et donc ignorés par souci de précision.

**Tableau 17.** Les modèles de régression linéaire entre les valeurs de réflectance OLI et les MES in-situ dans les stations de la zone I.

Zone	variables	Equations	RMSE	MAPD	r <sup>2</sup>	n
Zone I	$\sqrt{MES}$	$1.894*(B1/B4) - 0.847$	0.425	1.021	0.527	21
		$1.453*(B2/B8) - 0.432$	0.532	1.061	0.518	
	MES	$20.6*(B2/B8) - 4.589$	0.18	0.36	0.72	
		$6.65*(B2/B3) - 3.982$	1.525	3.477	0.511	
		$8.95*(B2/B8) - 8.154$	1.903	4.377	0.566	

### VII.3.1.3- Évaluation des modèles

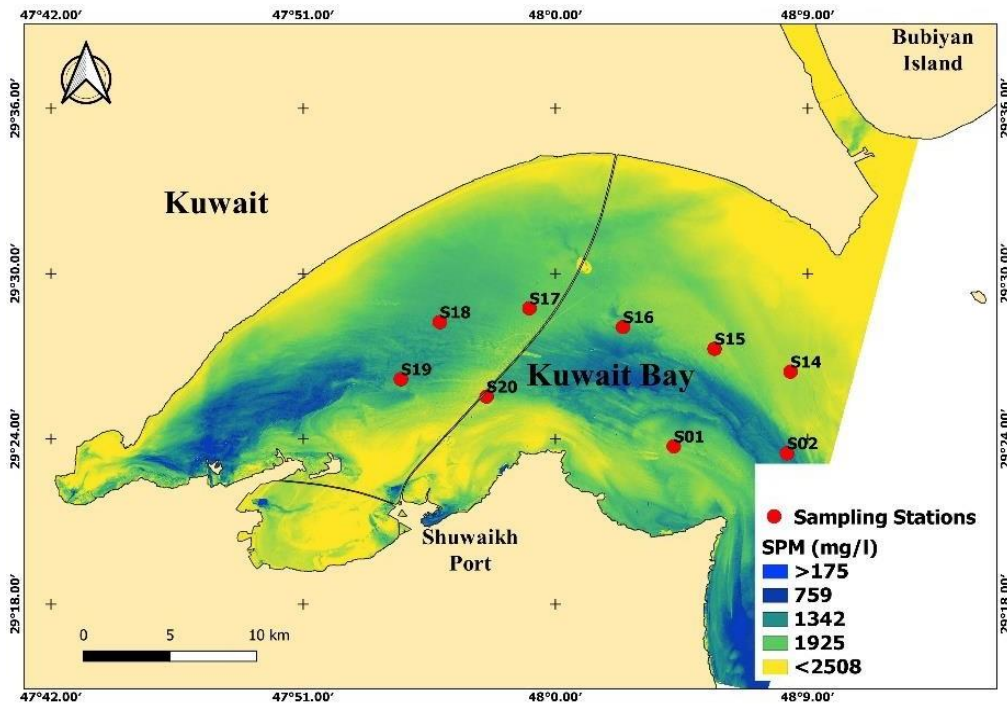
#### a. Dans la baie d'Alger

L'objectif est de savoir si le modèle des MES établi dans la baie d'Alger peut être transférable dans des conditions différentes de celles du modèle créé (saison et temps), les résultats sont comparés avec les concentrations des MES in-situ du 04 décembre 2018 (n=16) avec (-01 jours) entre le passage supérieur du satellite et les mesures in-situ. La vitesse du courant de surface pour chaque station a été mesurée à l'aide d'un courantomètre (*Valeport 108 MkIII*). Nous avons constaté que la vitesse des courants était très faible (0,12 m/s). De plus, les mesures de MES sur le terrain ont montré une corrélation significative avec le rapport de la réflectance de surface sur les bandes rouge et bleue ( $r^2=0,66$ , RMSE=0,15, MAPD =0,27) pour le modèle général et ( $r^2=0,61$ , RMSE=0,16, MAPD =0,31) pour le modèle de la zone I.

#### b. Dans la baie du Koweït

La deuxième approche pour évaluer la fiabilité des modèles établis dans la baie d'Alger, consiste à tester l'applicabilité de ces derniers sur une zone ayant des caractéristiques physico-chimiques et optiques différentes, comme celle de la baie du Koweït. Sachant que les conditions d'échantillonnage sont identiques à celles de la baie d'Alger (concordance avec le passage du satellite  $\pm 02$  heures, ciel clair, mer calme), le positionnement des stations d'échantillonnage (n=10, l'image ne couvre pas la totalité des stations d'échantillonnages initial) ont été situées dans des eaux optiquement significatives ( $> 8$ m de profondeur) afin d'éviter l'effet du fond. Nous avons constaté que seul le modèle de la zone I a donné une relation significative avec l'image de 3 mars 2018, le rapport de la bandes bleu et panchromatique (bande2 / bande8) qui a donné ( $r^2=0,63$ , RMSE=0,18, MAPD =0,48) comme le montre la figure. 36 qui présente le rapport spectral le plus significatif pour évaluer la distribution de MES dans la baie du Koweït.

Les mesures in-situ indiquent que la baie du Koweït est caractérisée par une forte concentration de MES avec une moyenne de 622,16 mg.L<sup>-1</sup>. Les résultats obtenus sont satisfaisants par rapport aux modèles établis et l'applicabilité des modèles optiques pour quantifier les MES doivent être basée sur les zones optiquement différentes (dépendent de la présence des matières en suspension et des polluants). Les résultats indiquent que la concentration des MES est plus élevée dans la baie du Koweït par rapport à celle de la baie d'Alger, donc la performance des modèles établis sont considérables.



**Figure 37.** Application du modèle des MES estimé sur la baie du Koweït.

Sur l'ensemble des stations, l'évolution de la turbidité révèle des remises en suspension du sédiment par les houles suite au passage de coups du vent. Cette remise en suspension est plus importante au fond qu'en surface. Dans la baie d'Alger, les changements des concentrations des MES sont pertinents pour la stratification de l'eau de mer qui représente le degré de turbulence de la colonne d'eau, en particulier dans la zone I, où la turbulence de l'eau peut augmenter la croissance du phytoplancton et conduit à une augmentation de la concentration en chlorophylle dans les eaux supérieures.

## **VII.4- La température de surface de la mer dans la baie de Bou Ismail**

### **VII.4 .1- Comparaison des données Landsat et les TSM in-situ**

#### **VII.4.1.1- Variations spatio-temporelles de la TSM**

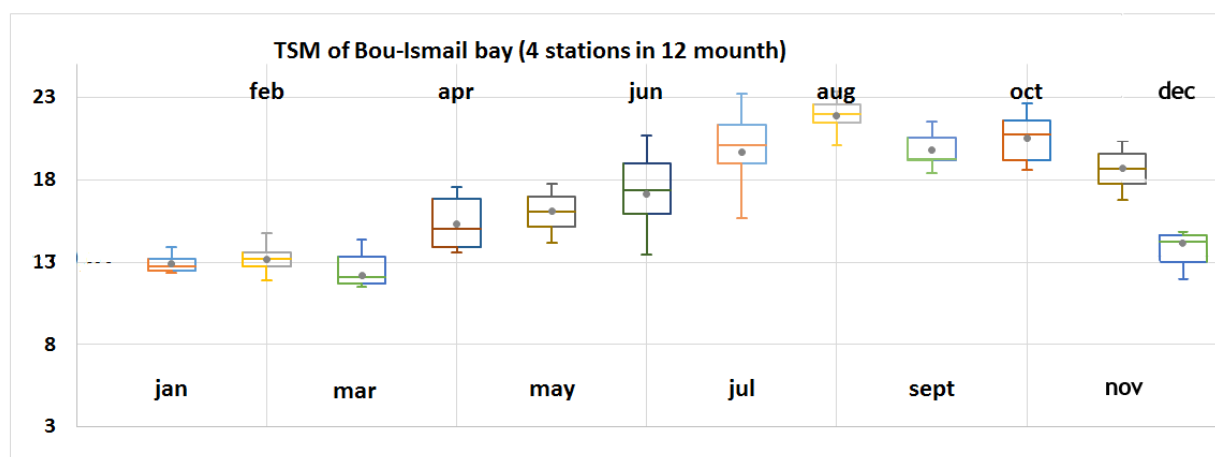
Afin d'étudier les variations spatio-temporelles de la température de surface de la mer, nous avons considéré quatre stations (1, 2, 8, 9). Le choix est fait sur ces quatre stations au large de la baie afin d'éliminer toute perturbation des eaux de surface par les apports terrigènes et les sources de pollution dans la zone d'étude.

**Tableau 18.** L'Analyse spatio-temporelle de la TSM (1984-2016) dans la baie de Bou-Ismaïl.

Statistiques	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	July	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Minimum	13,35	12,94	9,29	14,65	15,21	14,51	16,29	20,43	19,47	19,61	15,95	12,98
Maximum	14,94	15,76	15,38	18,56	18,76	21,69	24,27	24,4	22,56	23,7	19,95	16,1
Moyenne	13,96	14,18	13,24	16,35	17,13	18,14	20,68	22,91	20,82	21,57	18,61	14,92
Écart-type	0,53	0,69	1,36	1,54	1,08	2,34	2,51	0,97	0,97	1,48	1,26	0,83

Selon le tableau 19, il y a une variation significative de la température entre la fin de l'été et le début de l'automne, où les températures les plus élevées sont marquées, alors que les températures les plus basses sont marquées en hiver. Tout au long de cette période (1984-2016), la valeur maximale moyenne de la température de surface de l'eau était enregistrée au mois d'août (23,38°C) et la valeur minimale moyenne au mois de mars (8,27°C).

Comme les résultats des températures moyennes ne montrent pas une grande variabilité, on constate que la distribution de la température de surface sur les quatre grandes stations de la baie de Bou-Ismaïl est homogène.



**Figure 38.** Les variations spatio-temporelles de la température de surface de la mer (TSM) dans la baie de Bou-Ismaïl (1984-2016).

La figure 37 montre la tendance et la variation spatio-temporelle de la température de surface dans la baie de Bou-Ismaïl au cours des différents mois de la période étudiée. La température moyenne entre les quatre stations de larges, montre une corrélation significative déterminée par un coefficient de corrélation ( $R= 0,78$ ) qui se traduit par une faible variation de la température de surface entre les stations au cours des années. Grâce à cette étude, un modèle est établi pour

expliquer la relation de la température de surface de la mer dans les stations étudiées en fonctions des mois (equation . 5). :

$$\text{TSM} = -0.05 \text{TSM Mois}^3 + 0.826 \text{TSM Mois}^2 - 2.736 \text{TSM Mois} + 15.16 \quad (5)$$

Où :

- TSM : la température de la surface de la mer en ° C ;
- Mois : les mois numérotés de 1 to 12.

Les variations de température durant 32 ans sur la baie entière nous a permis de constaté que cette fluctuation est peut être liée à divers facteurs (météorologiques, hydrodynamiques et physico-chimiques). Par exemple : des anomalies de température sont causées par la profondeur de la thermocline et sont transportées vers la surface par une combinaison de remontée d'eau et de mélange vertical. donc les changement de la température de surface de la mer peuvent être entraînés par les modifications de la profondeur de la thermocline, une forte corrélation est observée entre la profondeur de la thermocline et la TSM (Zelle et al., 2004). Donc d'après le graphe (figure 39) ont constatent :

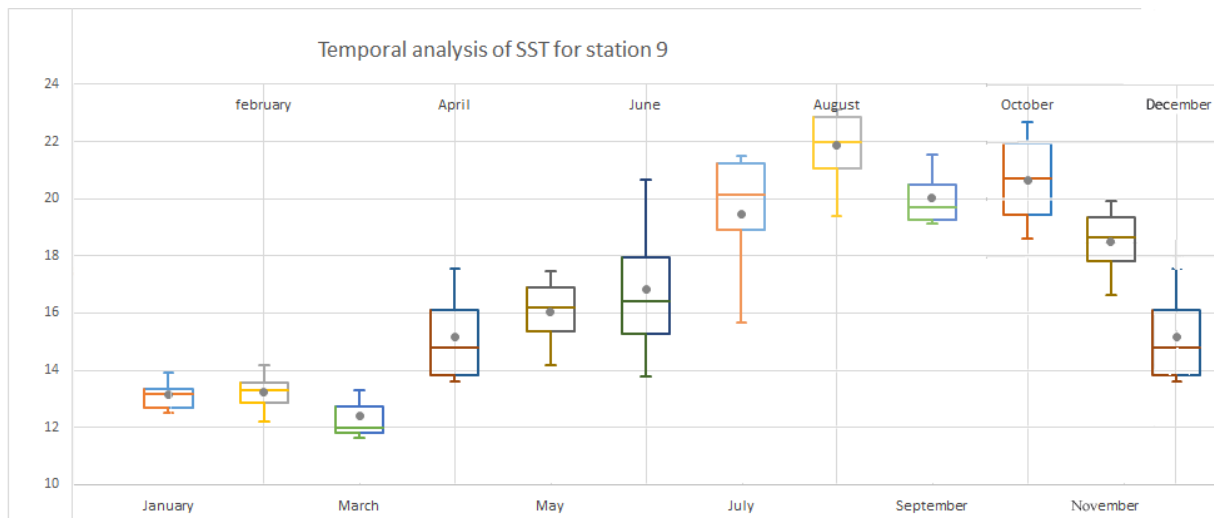
- Jan -Mars Absence de la thermocline mélange des eaux et remonté des eaux froide, un important apport de nutriment à la surface ;
- Aout- Juin : installation de la thermocline ;
- Juillet –Aout-sept-Oct -Nov : forte thermocline, mer oligotrophe donc faible concentration du CHL.

#### **VII.4.1.2- Variations temporelles de la TSM**

Pour étudier les variations temporelles de la TSM, nous n'avons pris en compte que la station9, du fait qu'elle est située dans un site relativement moins affecté par les activités humaines et la pollution. Les valeurs moyennes les plus élevées sont observées durant les mois (août, septembre, octobre), tandis que les valeurs les plus basses sont observées en (janvier, février, mars) ; Tout au long de cette période, la valeur moyenne maximale de la TSM est enregistrée au mois d'août 2003 (22,98 °C), ce qui fait de cette année l'année la plus chaude de la période. De plus, la valeur minimale moyenne est enregistrée au mois de mars 2014 (11,65 ° C), ce qui signifie que c'est l'année la plus froide depuis 1984 (tableau. 20).

**Tableau 19.** La modélisation temporelle de la TSM pour la station de référence (Station.9).

Statistiques	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Minimum	13,53	13,22	12,67	14,65	15,21	14,79	16,68	20,43	20,17	19,61	15,95	14,01
Maximum	14,94	15,19	15,22	18,56	18,5	21,69	22,52	24	22,56	23,7	19,95	15,95
Moyenne	14,15	14,24	13,44	16,21	17,07	17,84	20,5	22,74	21,05	21,68	18,54	15,2
Écart-type	0,56	0,69	0,96	1,81	1,22	2,90	2,37	1,22	1,10	1,85	1,52	0,78



**Figure 39.** La modélisation temporelle de la TSM pour la station de référence (Station. 9).

La figure 38 montre la tendance et la variation temporelle de la température de surface dans la baie de Bou-Ismaïl au cours des différents mois de la période étudiée. La température moyenne dans la station 9, montre une corrélation significative déterminée par un coefficient de corrélation ( $R = 0,82$ ). Grâce à cette étude, un modèle est établi pour expliquer la relation de la température de surface de la mer dans la station de référence en fonctions des mois (équation. 6).

$$\text{TSM} = -0,036 \text{ TSM mois}^3 + 0,613 \text{ TSM mois}^2 - 1,834 \text{ TSM mois} + 14,51 \quad (6)$$

Où :

- TSM : la température de surface de la mer en ° C ;
- mois : les mois de l'année numérotés de 1 à 12.

La station de référence est une station qui se trouve dans la zone du passage du courant algérien, d'après les résultats en constate que les eaux de la baie de Bou-Ismaïl sont gouvernées par le courant algérien.



**Chapitre VIII : Nouvelle base de données Logiciel *MarisE***

## VIII.1. Introduction

Au cours des dernières décennies, les thèmes de recherche océanographique sont concentrés sur plusieurs domaines, notamment la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques. L'étude des paramètres physico-chimiques et biologiques est importante pour comprendre les changements et l'impact sur l'environnement dans une zone donnée (Bachouche et al., 2017). Les laboratoires de recherche utilisant les informations pour leurs activités et les océanographes doivent être capables de traiter ou de soutenir le traitement d'informations afin de rendre les données utiles et rentables pour la communauté scientifique. Les procédures d'échantillonnage des paramètres physiques, chimiques et biologiques (tels que le phytoplancton marin) sont d'une grande importance dans les études marines afin de comprendre leur dynamique et leurs interactions avec l'environnement, ainsi que pour surveiller les conditions environnementales, telles que la composition physique et chimique et la biomasse du phytoplancton (Fonseca et al., 2014; Vadrucci et al., 2007). En effet, les technologies de l'information offrent un éventail très riche et complexe, divers outils permettant d'organiser, de gérer et de traiter les connaissances à partir des données disponibles. Le développement technologique des bases de données a progressé rapidement ces dernières années, le monde de la création des bases de données s'enrichit chaque jour de nouvelles conceptions sont mises en œuvre afin de répondre aux besoins des utilisateurs (Boukais, 2009).

La gestion et l'analyse des données en océanographie sont souvent associées à l'utilisation d'ordinateurs pour résoudre des problèmes scientifiques. Les bases de données marines sont souvent organisées selon un modèle de données de différents types : modèle relationnel, modèle hiérarchique, modèle de réseau, modèle orienté objet, modèle semi-structuré, modèle contextuel ou modèle associatif.

Plusieurs programmes informatiques ont été développés pour faciliter l'acquisition des mesures hydro-biologiques, le traitement et le calcul du biovolume des échantillons de phytoplancton, en utilisant des méthodes d'analyse automatiques ou semi-automatiques (Bjornsen, 1986; Blackburn et al., 1998; Bloem et al., 1995; dos Santos-Silva et al., 2019; Fry & Davies, 1985; Hadoux & Laplace-Treytore, 2009). L'accès à cette technologie reste très limité car elle nécessite des moyens financiers importants.

L'objectif principal de ce projet est la mise en place d'un système d'information pour la gestion et l'analyse des paramètres hydro-biologiques afin de mettre en place un réseau d'observation et de surveillance de la qualité de l'eau. Le projet consiste également à faire regrouper la communauté scientifique en travaillant en synergie, afin de proposer des solutions

informatiques permettant d'automatiser des processus de gestion, d'analyse et de structuration des données des mesures relatifs aux campagnes d'échantillonnage, d'identification et de comptage du phytoplancton marin (ex : entrée, sortie, réintégration et récupération d'information). Cette base de données peut contribuer à l'enrichissement de l'information et la rendre accessible aux utilisateurs pour bien mener leurs activités, tels que les étudiants, les enseignants, les chercheurs et les responsables de diverses structures.

## **VIII.2- Étude préliminaire**

L'étude préliminaire est une étape essentielle pour la réalisation d'une application base de données. En effet, elle permet d'analyser, d'évaluer et de critiquer l'opération habituelle, tout en dressant une liste de solutions possibles afin d'en choisir une solution idéale et numérique. Nous commençons ce chapitre par une étude de la situation existante. Ensuite, nous réservons le reste du chapitre à l'étude de la solution choisie.

### **VIII.2.1- L'approche suivie**

Afin d'atteindre les objectifs susmentionnés, il était nécessaire d'adopter une méthode et de se concentrer sur une approche spécifique. Une première phase de notre démarche a consisté de se familiariser avec toute la littérature relative aux mesures in-situ et à l'analyse du phytoplancton, afin de cibler quelques intérêts en fonction des besoins des scientifiques. De plus, une connaissance approfondie des différents protocoles et approches peut justifier le choix du scénario. La section suivante démontre la méthode d'analyse proposée pour le projet, elle clarifie à travers des définitions des principaux concepts de l'Analyse Orientée Objet (AOO). En outre, elle précise le langage de programmation et son environnement. Les besoins et les objectifs associés à la base de données sont introduites selon un système de gestion de base de données (SGBD) (Abboud, 1999). L'avant-dernière partie consiste à comprendre les contours de ce logiciel, son environnement en assimilant parfaitement ses multiples fonctions tout en le pratiquant sur plusieurs séances d'entraînement. Une quatrième étape a consisté dans l'analyse et la réalisation de l'application. Enfin, la dernière étape consiste à tester l'application et de proposer la mise en place des champs de réserve pour une éventuelle évolution (modification) de la structure de la base de données à long ou à moyen terme.

### **VIII.2.2- Environnement**

Les observations marines sont coûteuses et improductives car elles nécessitent des ressources humaines et financières importantes. De plus, la préservation des données issues des observations marines est non seulement un facteur économique mais aussi un défi scientifique pour la constitution d'une série spatio-temporelle qui pourra à terme illustrer et structurer les données de manière numérique et accessible. La base de données permet de coordonner et de rassembler les informations issues du domaine de l'océanographie et constituera un sous-ensemble d'un observatoire marin.

### **VIII.2.3- Historique du projet**

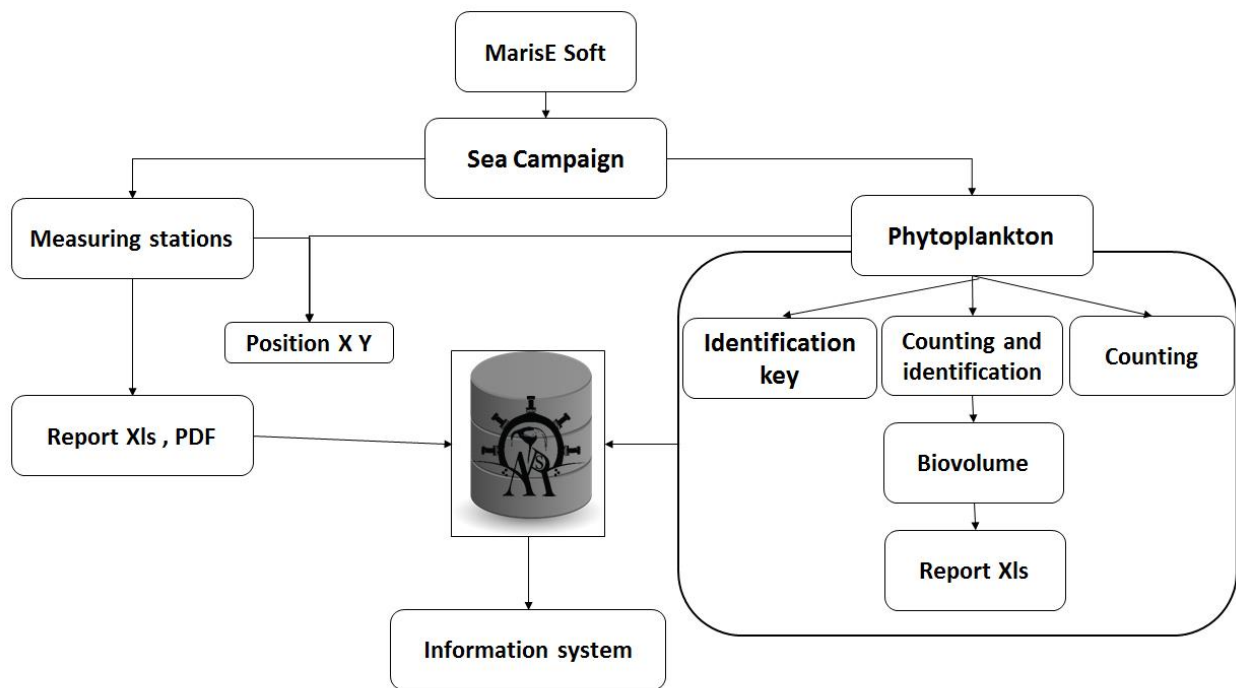
Dans le cadre de la mise en place d'un réseau de surveillance géospatiale, la mise en place d'un système d'information pour la gestion des mesures in-situ et l'analyse du phytoplancton marin a été précédée d'une phase de réflexion de dix mois, au cours de laquelle le groupe de travail composé de scientifiques spécialisés dans le domaine (chercheurs, professeurs d'université et ingénieurs) s'est réuni périodiquement. Cette phase a permis, d'une part, de partager leurs visions et leurs connaissances et de s'accorder sur la définition et la description des objets et des activités concernant le système, d'autre part, de s'immerger progressivement dans la logique de l'application, tant en termes de structure que de fonctionnalités.

L'idée a été refondue par les membres du laboratoire Ecosysmarl de l'école nationale supérieure des sciences de la mer et de l'aménagement du littoral (ENSSMAL) en collaboration avec le laboratoire d'océanographie spatiale de l'USTHB et le département de géographie de l'université du Koweït. Les données des campagnes en mer sont saisies dans des feuilles de calcul Excel comprenant : la liste des stations des paramètres physico-chimiques mesurées sur le terrain et les taxons de phytoplancton identifiés avec leurs données correspondantes. Nous avons ensuite décidé de développer une application en langage Embaracadero Delphi 10.3 fonctionnant avec le pascal et intègre une base de données Access. L'objectif était à la fois académique et non-académique, où la base de données peut fonctionner dans les laboratoires de recherche, les écoles de formation (université), mais aussi les bureaux d'étude chargés d'évaluer la qualité physico-chimique et biologique des eaux marines.

### **VIII.2.4- Domaines d'intérêt**

Un fonctionnement efficace de *MariseSoft* n'est possible que s'il dispose d'un minimum de données et de matériels liés à l'exécution de ses activités, notre intention est d'obtenir une généralisation de l'utilisation de ce support à long et à moyen terme. Les données qui feront l'objet d'un traitement systématique seront les suivantes : 1- Inventaire et description des

mesures in-situ des paramètres physico-chimiques et les méthodes de comptage et d'identification des espèces de phytoplancton marin ; 2- Inventaire sur la mise en service et la structure des procédures de prise de mesures in-situ et leur présentation (C. Rolland, 1996). La mise en œuvre du projet peut être divisée en trois phases principales : Un inventaire systématique qui est soutenu par le matériel informatique et la documentation des laboratoires de recherche (y compris les installations informatiques, la documentation et les protocoles d'analyse des échantillons) ainsi que de leurs besoins primaires. Les procédures et les critères d'indexation nécessaires pour améliorer la structure, le stockage, la diffusion et l'échange d'informations. Le contrôle et l'évaluation de l'application et de ces outils nécessitent une assistance directe aux chercheurs et aux scientifiques sur le terrain. Grâce à une coordination entre eux, la stratégie de développement consiste à collecter, gérer et diffuser les informations les mieux adaptées à la situation (Harani, 1997). Cette vue d'ensemble nous a permis de déterminer une méthode de travail dont les principales composantes sont présentées dans la figure. 39 :



**Figure 40.** Organigramme des étapes de conception de la plateforme

### VIII.3- Analyse de la situation existante

La conception et la mise en œuvre d'un système de gestion de base de données doit impérativement passer par la phase de compréhension. L'analyse du système existant vise à collecter les données utilisées pour élaborer le diagnostic de la recherche et la sélection des solutions futures pour améliorer le système actuel (Nanci et al., 2001). En amont, il est nécessaire

de définir une démarche à suivre, c'est-à-dire une stratégie pour connaître les objectifs, les forces et l'environnement, afin de percevoir a priori tous les grands détours de la faisabilité du projet (Dehainsala et al., 2007). Le système d'information offre ainsi une idée sur l'étendue et sur la taille de la future application (Sicot, 2006). Un inventaire a été réalisé afin de comprendre le processus de gestion actuel, la circulation des informations collectées auprès des laboratoires et des entretiens avec les chercheurs concernés, et afin de vérifier l'existence d'une base de données, et avoir une vue synoptique des différents types d'organisation de la base de données (type de saisie des données, méthode de construction), et de la manière dont les mesures et l'échantillonnage des paramètres hydro- biologiques marins sont structurés. Cela permet de connaître en détail les phases dont on souhaite améliorer le fonctionnement et de détecter les anomalies, ce qui peut représenter un réel handicap pour le développement de cette procédure ; enfin, nous proposons des solutions concrètes et réalisables, en nous référons aux objectifs scientifiques en définissant le(s) domaine(s) dans lequel (lesquels) nous souhaitons améliorer les performances (Stojanovic et al., 2007).

### **VIII.3.1- Analyse de type audit**

#### **a. Les mesures in-situ**

Afin de fournir des résultats de mesure in-situ précis et rentables, nous devons justifier la méthodologie l'analyse qui répondent aux normes les plus rigoureuses fixées par la communauté scientifique.

Presque toutes les procédures décrites pour les mesures in-situ sont effectuées selon un processus manuel, les données sont saisies manuellement à l'aide d'un formulaire d'échantillonnage (Fiche d'échantillonnage), après l'analyse aux laboratoires, les résultats sont archivés dans des fichiers numérique (ex. Excel ou Word).

#### **b. Comptage et identification du phytoplancton**

Un taxon correspond à une entité d'êtres vivants ayant des caractéristiques communes en raison de leur parenté, ce qui permet de classer le vivant selon leurs origines et leurs environnements. Le phytoplancton comprend à un grand nombre de taxons. Plusieurs techniques peuvent être utilisées pour quantifier et identifier les densités cellulaires du phytoplancton (Downing & Rigler, 1984; G R Hasle, 1978; Havens et al., 1996; Hötzel & Croome, 1999; Lund et al., 1958; Mcmanus & Katz, 2009; Palmer & Maloney, 1954). Parmi ces techniques, les plus utilisées est le guide standard pour le comptage du phytoplancton par microscopie inverse (SGPCIM) (Laplace-Tretyure et al., 2009). Norme NF EN 15204, 2006 (AFNOR, 2006) selon l'approche d' Utermöhl, 1958.

De même, le comptage du phytoplancton marin correspond au calcul visuel de la somme (nombre total) des individus pour chaque taxon ou espèce présente dans un échantillon (la chambre sédimentation) , cette opération est très longue car elle exige de parcourir toute la surface de la cuve pour éviter d'omettre des cellules, cela demande une concentration visuelle très précise. Ce n'est pas toujours pratique, surtout lorsque le comptage se fait dans l'ordre d'apparition des espèces dans le champ de vision, ce qui nécessite une division de tâche de comptage pour gagner du temps, de sorte que les variétés des espèces abondantes sont comptées séparément dans un sous-échantillon en chambre (Neaud-Masson, 2015). Les résultats peuvent varier considérablement, ce qui conduit à sur ou sous-estimer le nombre d'individus présents dans la chambre de sédimentation. Enfin le nombre d'individus peut être indiqué soit en chiffres donné par un compteur manuel, soit au moyen du carré barré (figure. 40) (Druart & Rimet, 2008a).



**Figure 41.** Compteur et Comptage manuel du phytoplancton suivant des formes ou des nombres (Druart & Rimet, 2008a).

D'autre part, d'éventuelles identifications taxonomiques peuvent être faites au niveau spécifique surtout lorsque les difficultés et les incertitudes sont signalées à un niveau inférieur (espèce, genre, classe). L'identification est principalement basé sur l'observation visuelle des caractères généraux et des attributs morphologiques remarquables de chaque cellule, soit par comparaison avec des documents de référence, soit en s'appuyant sur les textes accompagnant les illustrations (Neaud-Masson, 2015) et/ou les livres ou sites web des déterminations disponibles (ex : le Registre mondial des espèces marines (WoRMS)).

### **b.1- Calcul du biovolume**

Le calcul du biovolume consiste, en générale, à prendre des mesures de dimensions linéaires (ex : longueur, largeur, diamètre, hauteur, etc.) pour chaque espèce en ( $\mu\text{m}$ ), ensuite calculer le volume de chaque individu, en utilisant une formule géométrique représentant la forme adaptée aux modèles géométriques standard, ce qui peut être fait au microscope en laboratoire. Le calcul

du biovolume nécessite des formules spécifiques dont certaines sont suffisamment complexes et nécessitent un temps considérable ; le volume moyen des cellules pour les espèces est estimé en ( $\mu\text{m}^3$ ). Le biovolume (en  $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) par taxon et par échantillon est calculé en multipliant le volume cellulaire moyen en ( $\mu\text{m}^3$ ) du taxon par le nombre de cellules comptées (cellules.  $\text{mL}^{-1}$  ou  $\text{L}^{-1}$ ). En supposant que les cellules phytoplanctoniques ont une densité équivalente à celle de l'eau ( $1\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), alors le biovolume (en  $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) des cellules phytoplanctoniques peut être converti en poids humide (en  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Les résultats des observations sont enregistrés manuellement sur une feuille.

### **VIII.3.2- Critique de l'actuel**

Lors de l'étude analytique du système existant, nous avons tenté d'identifier les faiblesses et les obstacles qui entravent le fonctionnement du système actuel. La procédure actuelle souffre d'une série d'inconvénients, dont nous citons les suivants : La recherche d'informations effectuée (ex : clé d'identification du phytoplancton) par le biais de livres et d'articles, présente fréquemment de problèmes d'accessibilité et/ou de références, ce qui reste une tâche lente et difficile, surtout avec le volume important de documentation. L'enregistrement et la consignation des données d'échantillonnage et des résultats relatifs au phytoplancton se font dans un premier temps manuellement sur des feuilles à papier (ex : une fiche d'échantillonnage), puis ces résultats sont intégrés dans un processus long et fastidieux dans des logiciels pour être traités sous forme de fichiers (ex : Microsoft Excel ou Microsoft Word), ce qui implique un risque de perte des informations, un gaspillage de temps et d'argent qui entrave la prise de décision. En outre, il n'existe pas de structure d'organisation et de gestion automatique ou semi- automatique car les calculs et les traitements sont pratiquement manuels, aucun outil logiciel spécifique n'est utilisé pour le comptage et l'identification, et ceux qui existent sont difficiles d'accès ; cependant, les sources et les références de recherche sur le phytoplancton pour la taxonomie et les clés d'identification sont rares et anciennes.

### **VIII.3.3- Proposition de nouvelles solutions**

La conception de logiciels informatiques pour la gestion et l'organisation de divers processus de mesures in-situ, d'identification et de comptage du phytoplancton marin et de numérisation du calcul de biovolume vise à répondre aux préoccupations suivantes :

L'automatisation des procédures d'investigation, qui facilite les tâches à l'utilisateur en minimisant la perte des informations enregistrées sur des feuilles à papier, ce système doit permettre une gestion rapide, efficace et simple qui répond aux besoins scientifiques en assurant le bon fonctionnement des protocoles de mesure. Cette application doit également simplifier le

travail en réduisant le temps nécessaire à la recherche et au traitement des résultats, avec une augmentation de la fréquence d'échantillonnage et la capacité d'étudier et d'intégrer toutes sortes de données dans un format géoréférencé avec possibilité de mise à jour automatique de la fiche d'échantillonnage. En outre, la saisie, l'édition et la mise à jour des informations se feront sur support numérique, c'est-à-dire qu'il n'y aura ni papier ni crayon, puisque l'étude et la conception du nouveau système sont axées sur l'automatisation, la rapidité, la possibilité de travailler en temps réel et la facilité de mise en œuvre, ce qui permettra un accès plus rapide à ces informations et un suivi fiable. Enfin, faciliter l'extraction et l'impression des documents à l'aide d'outils automatiques par des actions sur des fichiers liés avec certains logiciels tels que l'Excel.

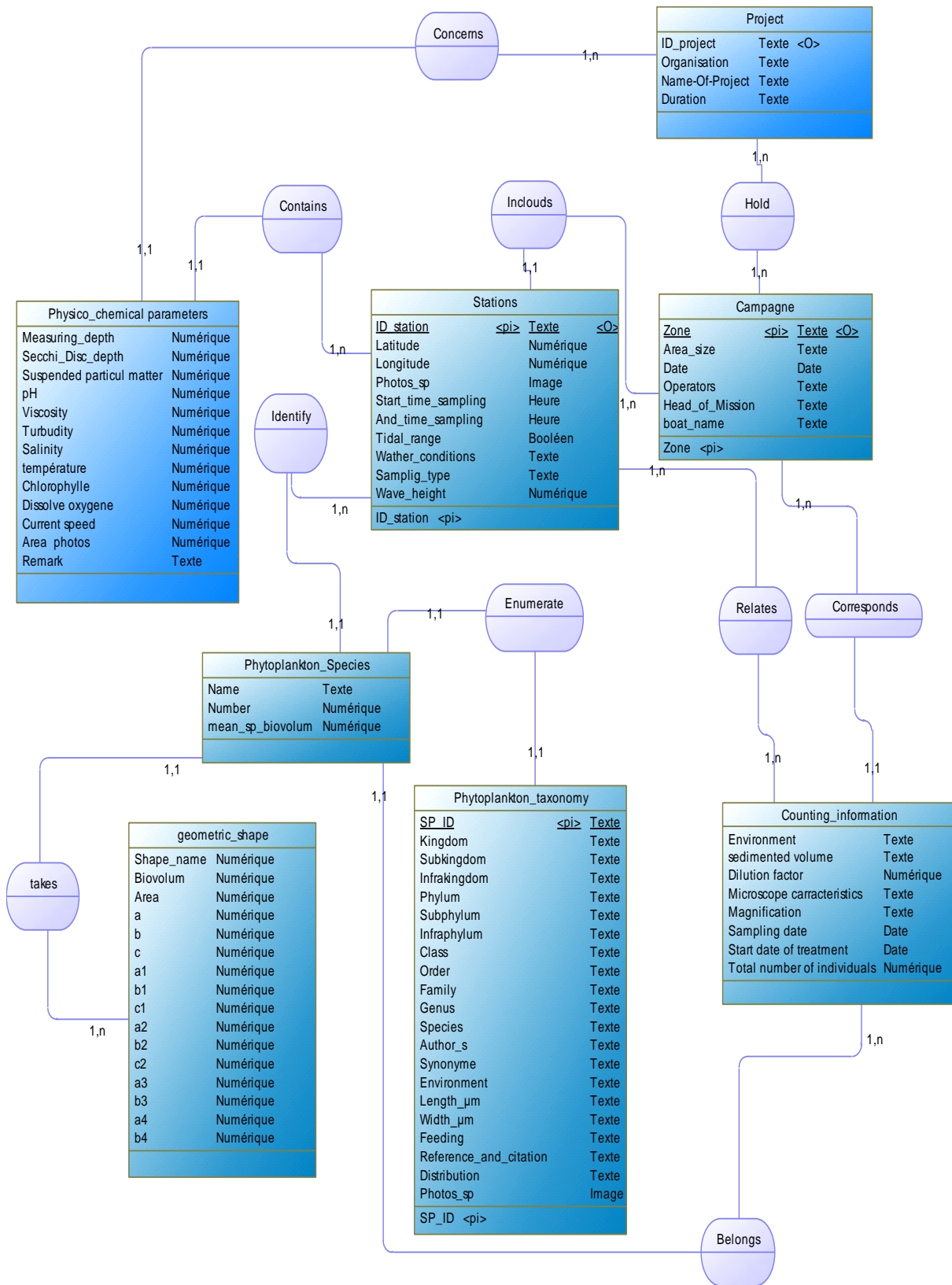
## **VIII.4- Etude détaillée**

### **VIII.4.1-La méthode MERISE**

La méthode MERISE est un sigle français signifie (Méthode d'Etude et de Réalisation Informatique pour les Systèmes d'Entreprise). MERISE est une méthode de conception, de développement et de réalisation des projets informatiques. L'objectif de cette méthode est de concevoir un système d'information basé sur la séparation des données et des traitements effectués dans plusieurs modèles conceptuels, logiques et physiques (Gabay, 1993). Cette méthode est apparue en septembre 1977 et mise en œuvre en mai 1979 par un groupe d'établissements de services sous la direction du centre technique des médias du ministère français de l'industrie afin de développer et de mettre à niveau les besoins de l'administration et des institutions pour leur permettre de réaliser des projets à un intervalle de temps précis et au moindre coût. Une des caractéristiques les plus importantes de la méthode MERISE par rapport aux autres méthodes est qu'elle permet la séparation entre le système d'information et le système de traitement qui assure une bonne longévité en utilisant un ensemble de symboles et de diagrammes qui facilite la flexibilité dans la compréhension de l'étude. MERISE vise à combiner les aspects organisationnels et informatiques et à améliorer les relations entre les utilisateurs et les informaticiens afin de modifier les méthodes de gestion et les conditions de travail (Espinasse & Nanci, 1997). Cette méthode se concentre sur l'évaluation des coûts et les conséquences des solutions de conception par anticipation organisé dans un système d'information automatisé traduit par un logiciel de gestion. Les étapes de la conception du système débutent par un modèle conceptuel de données (MCD), puis la conversion de ce dernier en un modèle logique de données (MLD), pour enfin le transformé en modèle physique de données (MPD).

### **a. Modèle conceptuel de données (MCD)**

Le modèle conceptuel de données (MCD) représente la structure générale d'un système d'information. La structure du MCD ne dépend pas d'un système de gestion de base de données (SGBD) particulier, car il décrit des objets, des événements, des concepts de manière abstraite, Aussi les relations conceptuelles existant entre différents types d'information plutôt que leur structure physique. Il s'agit d'une transcription schématique et stable de toutes les données manipulées en fixant les relations entre eux ([Beck & Cunningham, 1987](#); [Gabay, 1993](#)). Dans notre travail, nous avons étudié le modèle basé sur le couple entité - association ([Abdelhedi et al., 2016](#); [Ghyselinck, 2006](#)). La première étape de la création d'un modèle conceptuel de données (MCD) consiste à analyser les tâches de gestion qui devront être abordées. À cette fin, nous avons défini un modèle schématique des activités marines liées à notre sujet de recherche. Cette opération nous a permis de mettre en évidence les types d'information à conserver, les entités impliquées dans cette activité et le mode de fonctionnement de notre système (figure. 41).



**Figure 42.** Modèle conceptuel de données (MCD).

## **b. Le modèle logique de données MLD (relationnel)**

Le modèle logique de données (MLD), également appelé modèle relationnel de données, c'est un modèle sémantique qui présente les données dans un système d'information, il consiste à décrire la structure des données utilisées sans faire référence à un langage de programmation, il s'agit donc de spécifier le type de données utilisées lors du traitement. Après avoir conçu le modèle conceptuel de données (MCD), l'étape suivante consiste à le transformer en un modèle logique de données (figure.42). Chaque classe d'entité dans le modèle conceptuel devient une table dans le modèle logique. Les liens entre les tables se font par l'insertion de clés étrangères : il s'agit donc d'une nouvelle propriété de l'entité, correspondant à la clé primaire de la table, tandis que les propriétés deviennent les champs du tableau. Les cardinalités permettent de définir quelles tables hériteront des clés étrangères (Ghyselinck, 2006). Ce modèle dépend du type de base de données utilisée (Blanchard et al., 2017; Schmidt et al., 2000).

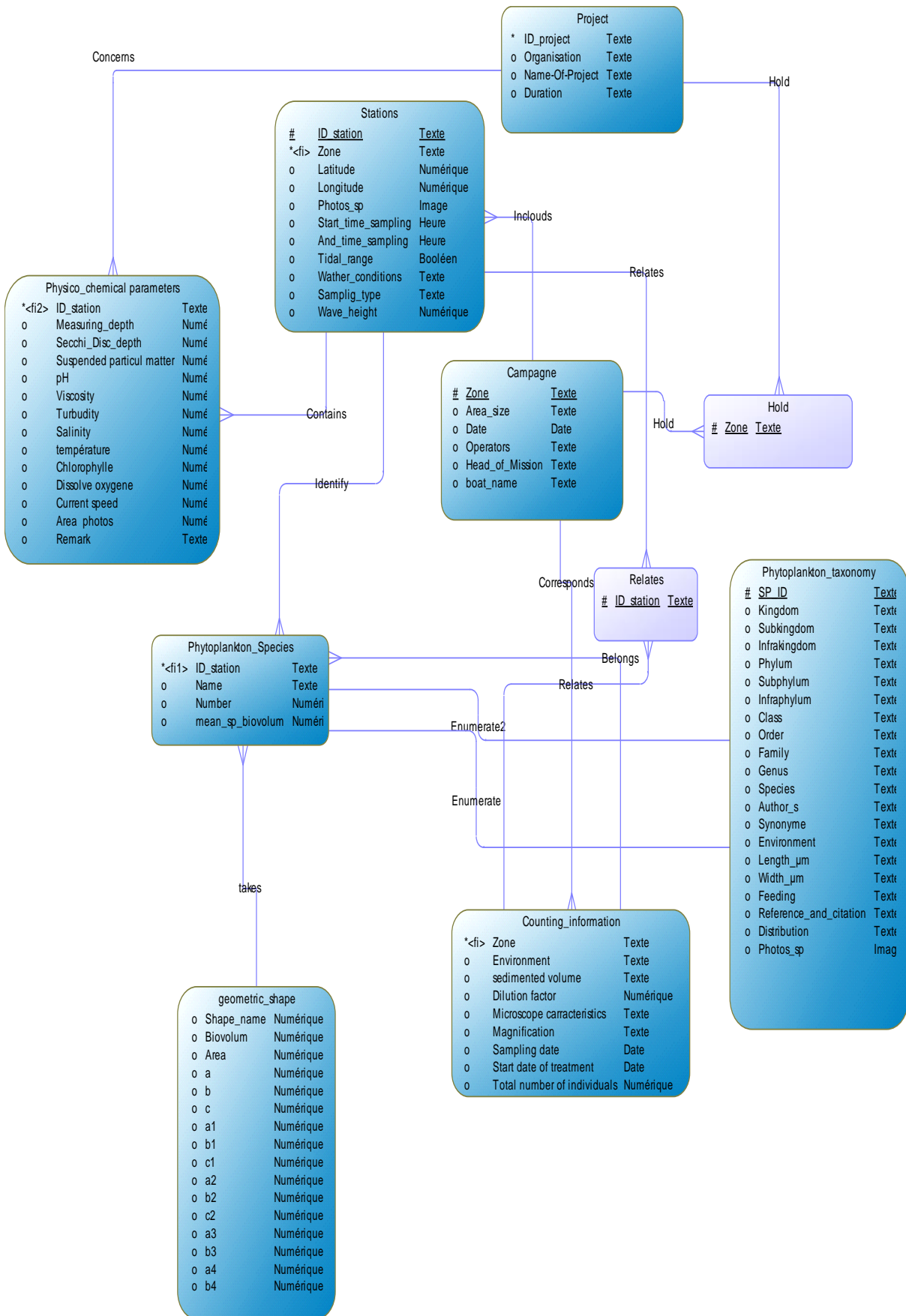


Figure 43. Modèle logique de données (MLD).

### **c. Modèle physique de données (MPD)**

Le modèle physique de données est le dernier modèle créé pour l'analyse MERISE. Il consiste à transformer le modèle logique des données (MLD) en une base de données (fichier) où les attributs sont transformés en champs et qui seront par la suite implémentés dans la machine ou le logiciel (figure. 43). C'est l'écriture des tables, telles qu'elles apparaîtront dans la base de données avec les champs qu'elles contiennent, notamment les champs permettant de les relier. Pour cela, on précise le matériel et le système de gestion de bases de données (SGBD) utilisés pour créer et gérer la future base de données.

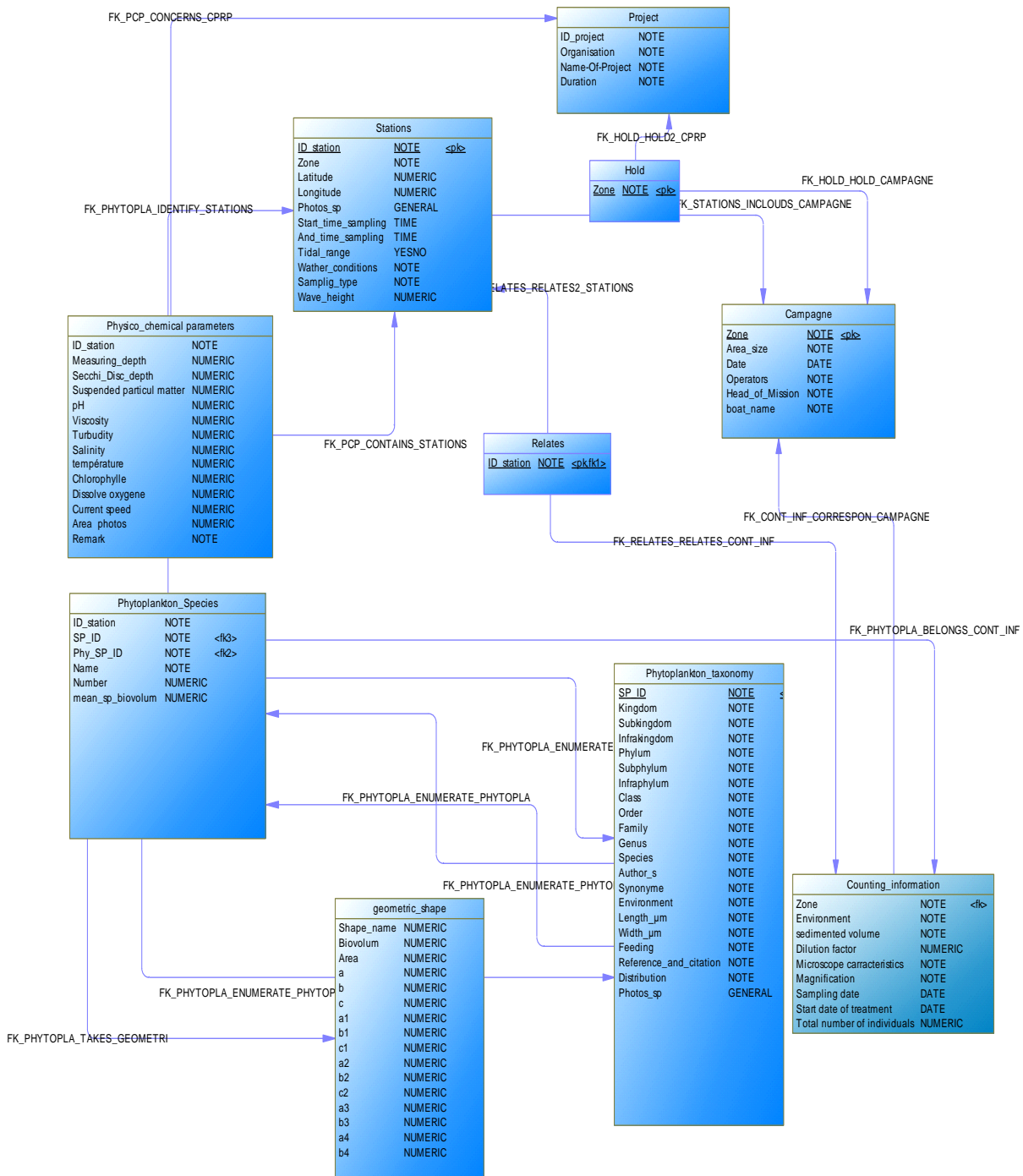


Figure 44. Modèle physique de données (MPD).

### VIII.5- Réalisation

La réalisation d'un logiciel est un ensemble de processus informatiques qui peuvent être appliqués pour mener certaines activités ou fonctions spécialisées. La transformation s'appuie sur des outils informatiques (matériel, logiciel) pour la mise en œuvre du système d'information dans l'organisation (Soutenain et al., 2017). Le but de la réalisation est d'exécuter la totalité des actions permettant d'obtenir le logiciel correspondant au système afin de le mettre à la disposition des

utilisateurs. À cette fin, nous présentons au début l'environnement matériel et le logiciel du projet. Ensuite, nous abordons les principales fonctionnalités offertes par notre application à différents types d'utilisateurs en présentant quelques captures d'écran et leurs explications (Loriot et al., 2015).

### **VIII.5.1- Environnement matériel**

Tout le travail est effectué sur un ordinateur portable Sony Vaio caractérisé par :

- Processus Intel® Core™ i3 ;
- Système d'exploitation Microsoft Windows 8 ;
- RAM 4 GB ;
- Disque dur de 500 Go (SSD).

### **VIII.5.2- Environnement logiciel**

#### **VIII.5.2.1- Création de la base de données**

Une Base de données, généralement abrégée en BD, définie comme un ensemble de données structurées, organisées et enregistrées sur des supports accessibles par ordinateur, généralement de grande taille, stockée sur des supports informatiques représentant des informations du monde réel qui peuvent être interrogées et mises à jour (Club Developpers, 2020). Elle correspond physiquement à des fichiers enregistrés sur un support magnétique fixe (disque dur ou autre dispositif de stockage de masse) ou sur un support amovible (disquette, USB, etc.).

#### **a. Microsoft Access**

La fonction de base de données intégrée dans les outils permet à l'utilisateur de générer un système contenant toutes les lectures (Loriot et al., 2015). Le logiciel Microsoft Access® a été choisi comme base de données parce qu'il est parfaitement adapté aux fonctions requises par une telle application, d'autant plus que derrière lui se cache un système de gestion de base de données (SGBD) dont le développement et les améliorations sont profondément ancrés dans la communauté scientifique (Roman, 1999). De plus, il peut stocker et gérer de grandes quantités d'informations et assure le mode relationnel pour la recherche. Il permet également l'intégrité et la confidentialité (sécurité et protection de la base de données) de créer des groupes pour des catégories d'utilisateurs, puis de les assigner consécutivement, aussi il peut également importer des fichiers dans différents formats. Comme la plupart des SGBD, ACCESS gère six catégories principales qui sont : les tableaux, les requêtes, les formules, les rapports, les macros et les

modules (Loriot et al., 2015).

Après avoir établi le modèle physique de données (MPD), le logiciel power AMC a permis le passage du modèle physique schématisé ci-dessus, vers un système de gestion de base de données (SGBD) et ensuite l'exécuter à l'aide du répertoire power AMC pour générer des tables dans la base de données ACCESS, qui est ensuite intégré pour le traitement et l'analyse dans le logiciel Delphi.

### VIII.5.2.2- Langages de programmation et environnement de développement

La gestion des données nécessite de structurer et de rationaliser les procédures d'accès et de traitement qui constituent le logiciel d'exploitation (Abboud, 1999). Pour enrichir la base de données et répondre aux caractéristiques souhaitées, nous avons développé un outil informatique dans le logiciel Delphi Embarcadero Rad studio 10, développé dans un cadre IDE (Integrated Development Environment) avec une interface de développement orientée objet (POO) basé sur le langage PASCAL, il s'agit d'un logiciel frontal qui offre en même temps la possibilité d'avoir un outil qui garantit une interface utilisateur immédiate (figure. 44) (Duarte, 2019; Foster et al., 2014; Naser & Al-bayed, 2015).



**Figure 45.** Fenêtre d'ouverture du logiciel l'embarcadero Delphi 10.3 Rad studio.

Le Delphi est conçu pour soutenir le développement rapide d'applications (RAD). Il permet le développement d'applications multiplateformes natives (compilées) à partir d'une seule base de code. Les plates-formes actuellement prises en charge sont : Windows, OSX, iOS et Android. Il est livré avec deux cadres visuels :

- VCL : bibliothèque des composants visuels spécialement conçue pour le développement Windows avec des contrôles Windows natifs et la prise en charge de la création de contrôles

personnalisés.

- FMX : Cadre multi-plateforme FireMonkey pour toutes les plateformes prises en charge.

Les avantages et les moyens fournis par ce logiciel permettent de concevoir facilement une interface graphique, d'utiliser un langage flexible et un compilateur efficace dans un environnement multi-plateformes.

### **VIII.5.3- Association des tables d'Accès (SGBDR) en Delphi**

Le couplage entre l'interface Delphi d'un système de gestion de base de données relationnel (SGBDR) tel qu'Access permet l'intégration de nombreuses fonctionnalités allant de la saisie des données, la consultation et la mise à jour des référentiels, le stockage des données, le calcul et l'exportation des données. La définition et la distribution des tableaux permettent de regrouper et de restructurer l'ensemble des données susceptibles de représenter les principaux axes de la base de données, puis de passer au stade de leur organisation. Cette approche nous a permis d'esquisser les différentes tables et leur contenu. Toutes les données se rapportant à une structure de codification précise. Les contours techniques liés à la base nécessitent parfois une structure légèrement différente de celle prédéfinie. Tout cela afin de pouvoir obtenir des résultats compatibles avec les objectifs fixés au préalable.

Dans notre travail, toutes les tables ont été associées aux modules correspondant par: la table des campagnes en mer, table des stations de mesure et paramètres physico-chimiques, table de taxonomie des espèces, identification et comptage de phytoplancton, table des informations géométriques des individus..ect.

### **VIII.5.4- FastReport VLC 6.4**

FastReport VCL est un composant (extension) complémentaire qui permet de générer des rapports rapidement et efficacement dans l'application. Il fournit tous les outils nécessaires pour développer des rapports, y compris un concepteur visuel de rapports, un noyau de rapports et une fenêtre d'aperçu. Il peut être utilisé dans les environnements Delphi, CodeGear C++ Builder et RAD Studio ([www.componentsource.com](http://www.componentsource.com)). Il s'agit d'une solution permettant d'intégrer l'intelligence artificielle dans les logiciels. Elle a été créée pour les développeurs qui souhaitent utiliser des composants prêts à l'emploi pour la création des rapports. La VCL FastReport, avec sa commodité, sa facilité d'utilisation et sa petite taille de distribution, est capable de fournir des fonctionnalités et des performances élevées sur presque tous les PC modernes (FastReport, 2016). L'extension FastReport intégrée dans le programme Delphi nous a permis de créer le rapport en commençant les campagnes en mer et la prise des mesures in-situ, ce qui a été fait grâce aux règles situées dans la fenêtre du mode de création du rapport. Celles-ci nous ont permis de positionner

les zones de texte dans la première approche de l'enregistrement et le formulaire est mis à jour, de sorte que le rapport puisse trouver la référence.

### VIII.5.5 EMS Advanced Data Export pour RAD Studio VCL

L'extension EMS Advanced Data Export du logiciel RAD Studio dans le format VCL est une suite de composants qui permet de sauvegarder des données dans des formats populaires pour une meilleure visualisation des données afin de simplifier l'édition, l'impression ou la publication sur le web des informations dans le futur. Par exemple, il offre la possibilité d'exporter des données vers MS Access, MS Excel, MS Word (RTF), Open XML Format, Open Document Format (ODF), HTML, XML, PDF, TXT et CSV. Advanced Data Export peut effectuer diverses tâches et afficher le résultat dans le format souhaité (<https://www.sqlmanager.net/fr/products/tools/advancedexport>).

### VIII.5.6- Description du compartiment d'application

#### VIII.5.6.1-Interface de connexion

##### - Le menu principal

Au lancement de l'application, l'écran d'accueil affiche une boîte de dialogue ; l'utilisateur aura accès aux différents modules qui se succèdent en simple consultation dans le menu Principal (Figure.36), avec la possibilité de manipuler et de mettre à jour les données. La fenêtre d'accueil suivante permet d'accéder aux 3 modules principaux (figure. 45).

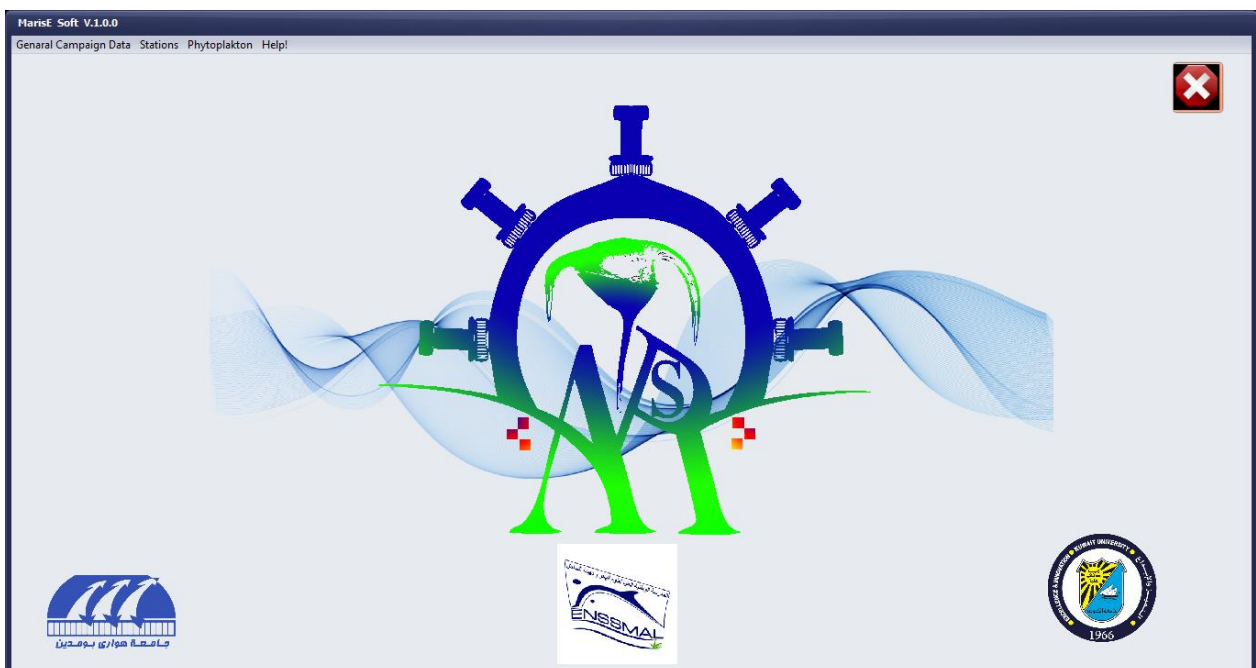


Figure 46. Ecran d'accueil et menu principal.

## - Module de mesure in-situ

Cette partie se concentre sur les interventions concernant certains paramètres environnementaux mesurables dans le cadre des missions de mesures ponctuelles pour les paramètres physico-chimiques. Cette partie vise à représenter et structurer les paramètres physico-chimiques sous la meilleure forme possible (Figure. 46), à faciliter la saisie, l'accès aux informations et à les mettre à la disposition des utilisateurs dans un environnement numérique et dynamique.

ID Stations	Sampling date	Station coordinates from	Latitude (X)	Longitude (Y)	Start time of sampling	End time for sampling	Station depth (m)	Measuring depth (m)	Wind	weather	Water surface
ST1	11/06/2020	IGN Map	0001831055 39998855591	30/12/1899 13:15:00	30/12/1899 02:45:00	5,5	0	null	Partly cloudy	Agitated	
ST2	20/06/2020	IGN Map	0001220703 49991989136	30/12/1899 13:45:00	30/12/1899 18:25:00	5	1	null	Sunny	Smooth	
ST3	28/06/2020	GPS	0004577637 30011367798	30/12/1899 13:15:00	30/12/1899 13:30:00	5	1	Low	Partly cloudy	Smooth	
ST4	14/07/2006	GPS	0003967285 39998855591	30/12/1899 11:45:00	30/12/1899 12:00:00	9	1	null	Sunny	Smooth	
ST3	11/06/2020	GPS	9992370605 30004768372	30/12/1899 12:30:00	30/12/1899 12:45:00	30	5	null	Sunny	Smooth	

**Figure 47.** Fenêtre de saisie et de consultation des données des mesures in-situ.

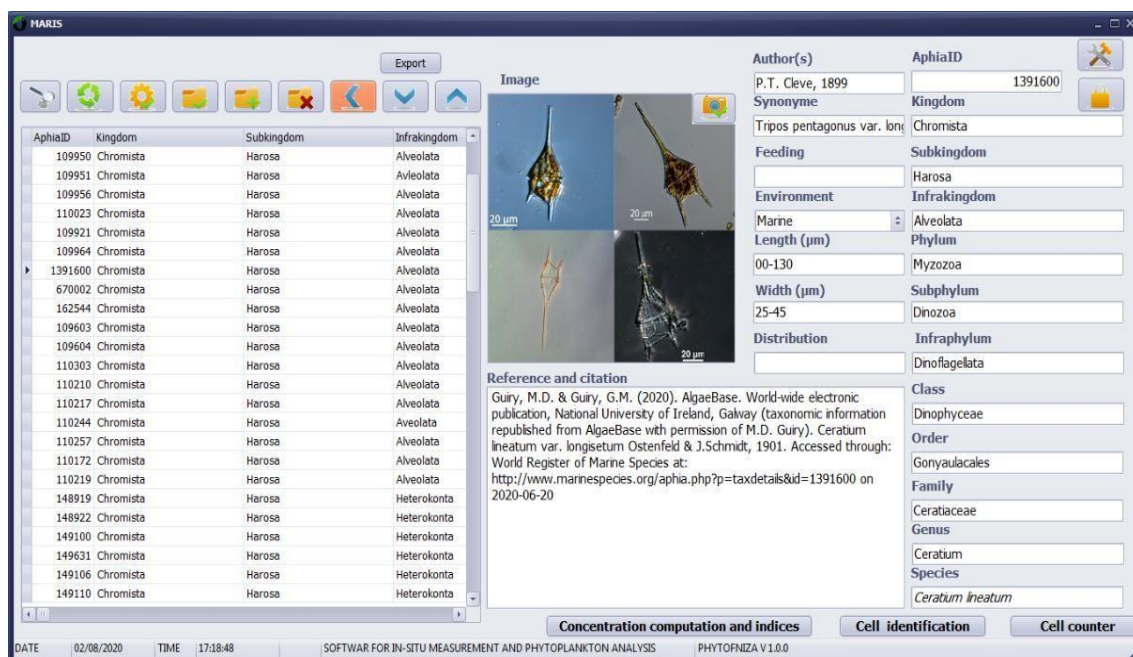
Bien que le logiciel simplifie la manière dont les mesures seront intégrées, et afin d'assurer le succès de ces missions, l'utilisateur doit avoir les connaissances, l'expérience de terrain, la technicité et le matériel adapté (protocole de mesure, matériel de mesure (sondes multi paramètres), et analyse au laboratoire).

### a). Module de la clé taxonomique du phytoplancton

La base de données sur le phytoplancton, dans sa version actuelle, fournit une collection de référence pour la taxonomie et la classification des espèces du phytoplancton et archive une liste de taxons associés aux besoins de la recherche (Figure. 47). Le menu de la base de données vise à présenter les différents taxons de la meilleure façon possible, en représentant ces informations facilement accessibles et disponibles aux utilisateurs dans un environnement numérique et dynamique. Comme la liste des taxons comprend la plupart des espèces présentes sur la côte algérienne, elle prend en compte les références et la codification fournies par le Registre mondial des espèces marines (WORMS <http://www.marinespecies.org/>). Nous avons adopté comme

principe de gestion que l'accès à l'édition (saisie, modification, suppression) des informations sont confiés à un administrateur spécialiste et unique et/ou l'accès est conditionné par un mot de passe afin d'éviter les risques de perte d'informations, d'erreurs de taxonomie ou de références d'espèces. Dans ce cas, l'utilisateur pourra rechercher, consulter et modifier les taxons présents dans la base de données. Chaque spécimen est photographié en haute résolution à différentes vues afin de permettre une bonne comparaison.

Le principal avantage de cette plateforme est qu'elle est associée à un outil d'identification standardisé. Enfin, l'application par défaut fonctionne sur une base de données locale (le disque dur d'installation), de sorte que les informations sont automatiquement stockées dans la table Access



**Figure 48:** Écran de saisie et de consultation des données pour les espèces de phytoplancton (clé Identification).

Pour des raisons de conceptualisation et d'affichage, et afin de simplifier et d'assurer un accès rapide à l'information, un système de recherche et de filtrage peut être appliqué pour trier l'information soit : par espèce, genre, ordre, famille ... etc, avec la possibilité d'atteindre l'enregistrement suivant et le précédent (figure. 48). Il était donc essentiel de prévoir une sorte de moteur de recherche pour faciliter la navigation

AlphaID	Kingdom	Subkingdom	Infrakingdom	Phylum	Subphylum	Infraphylum	Class
109950	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
109951	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
109956	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110023	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
109921	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
109964	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
1391600	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
670002	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
162544	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
109603	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
109604	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110303	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110210	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110217	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110244	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110257	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110172	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
110219	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
148919	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
148922	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149100	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149631	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149106	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149110	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149271	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149263	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
180367	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
148949	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
110034	Chromista	Harosia	Alveolata	myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
109662	Chromista	Harosia	Alveolata	Myzozoa	Dinozoa	Dinoflagellata	Dinophyceae
149074	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
148914	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149070	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149116	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista	Bacillariophyceae	Coscinodiscophycidae
149112	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
149113	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae
616809	Chromista	Harosia	Heterokonta	Ochrophyta	Khakista		Bacillariophyceae

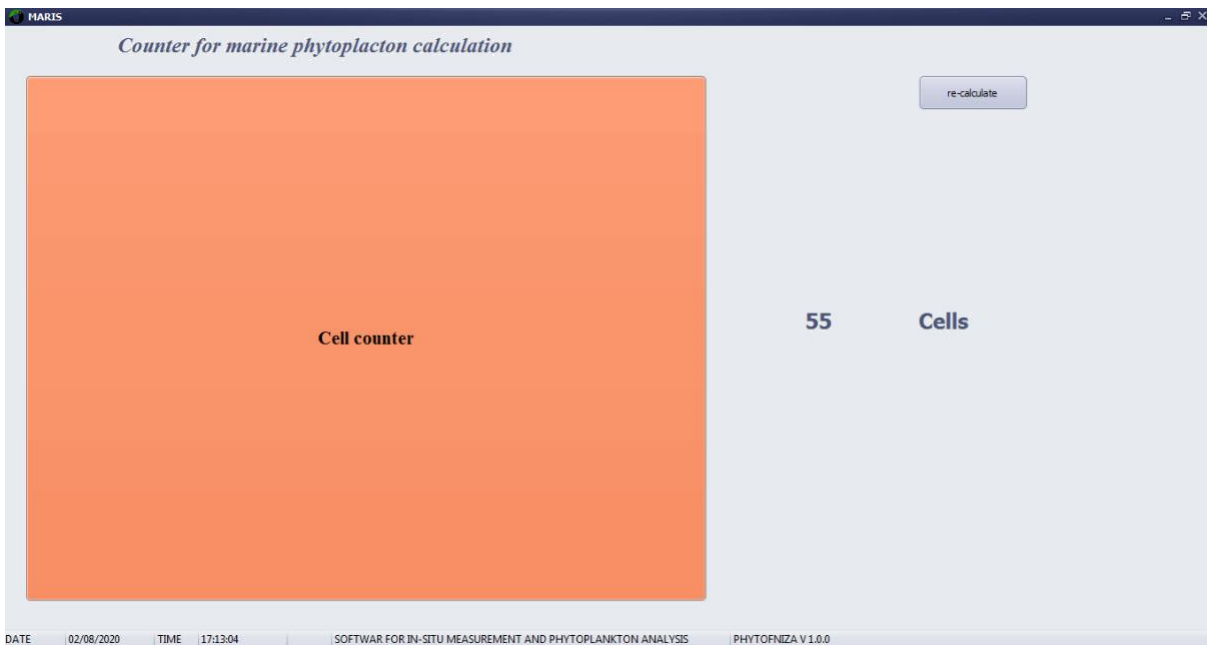
Figure 49. Fenêtre de recherche et de filtrage du phytoplancton.

## b. Module de comptage et d'identification des espèces

### b.1- Comptage

En écologie environnementale et marine, la connaissance de l'abondance des espèces et leur quantification jouent un rôle clé dans la conservation et la gestion de la biodiversité (Noss, 1990; Vast et al., 2014). Les recensements et les inventaires sont des techniques essentielles pour estimer la taille d'une population.

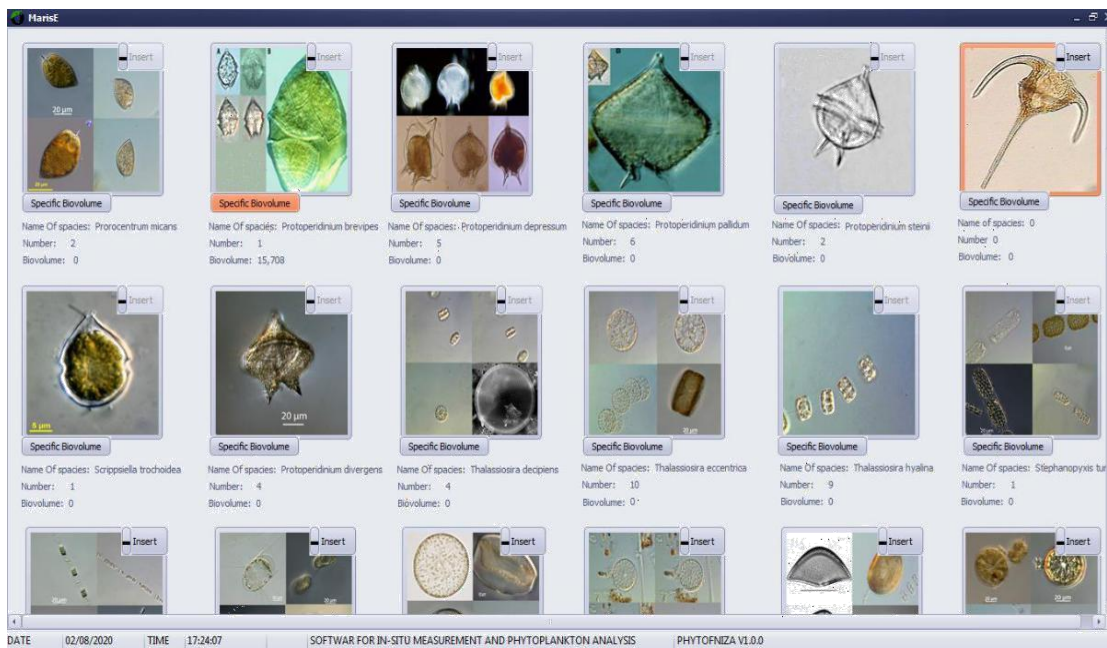
Le comptage microscopique peut être effectué dans le menu "compteur" (Figure. 49), afin de calculer la somme des taxons présents dans chaque échantillon à l'aide du bouton "compteur de cellules" et conformément aux recommandations de la communauté scientifique. L'outil de comptage semi-automatique facilite le calcul et l'enregistrement des données dans la section de saisie des résultats. Le module de comptage présenté dans ce document ouvre de nouvelles perspectives pour la conservation et la quantification de la diversité biologique.



**Figure 50.** Comptage semi-automatique des espèces de phytoplancton.

## b.2- Identification du phytoplancton

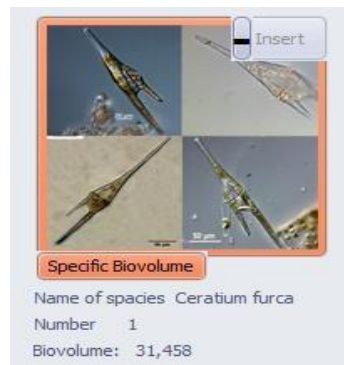
Pour procéder aux analyses du phytoplancton, la fenêtre "*identification*" permet la multi-analyse des taxons présents dans l'échantillon. Il faut d'abord cliquer sur le bouton "*Insérer*" pour autoriser la manipulation et insérer l'espèce afin de confirmer qu'au moins une espèce est présente dans l'échantillon (figure. 50).



**Figure 51.** Comptage, identification et calcul du biovolume de chaque espèce du phytoplancton.

Une fois la cellule insérée, le nom de l'espèce apparaît, puis le chiffre le nombre 1 est affiché

comme nombre d'espèce, à partir de là, le calcul du nombre et de la moyenne du volume spécifique pour chaque individu peut commencer

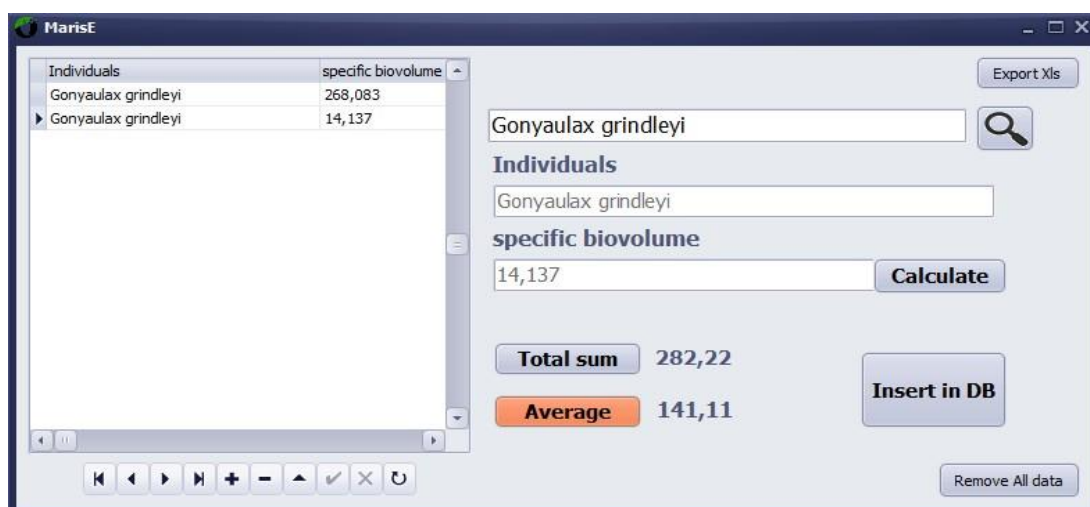


**Figure 52.** Exemple de comptage, d'identification et de calcul du biovolume de *Ceratium furca*.

Le comptage du nombre de cellules se fait en cliquant sur l'image où l'espèce est représentée (figure. 51), puisqu'il est programmé comme bouton pour calculer directement la somme des espèces en cliquant consécutivement sur l'image.

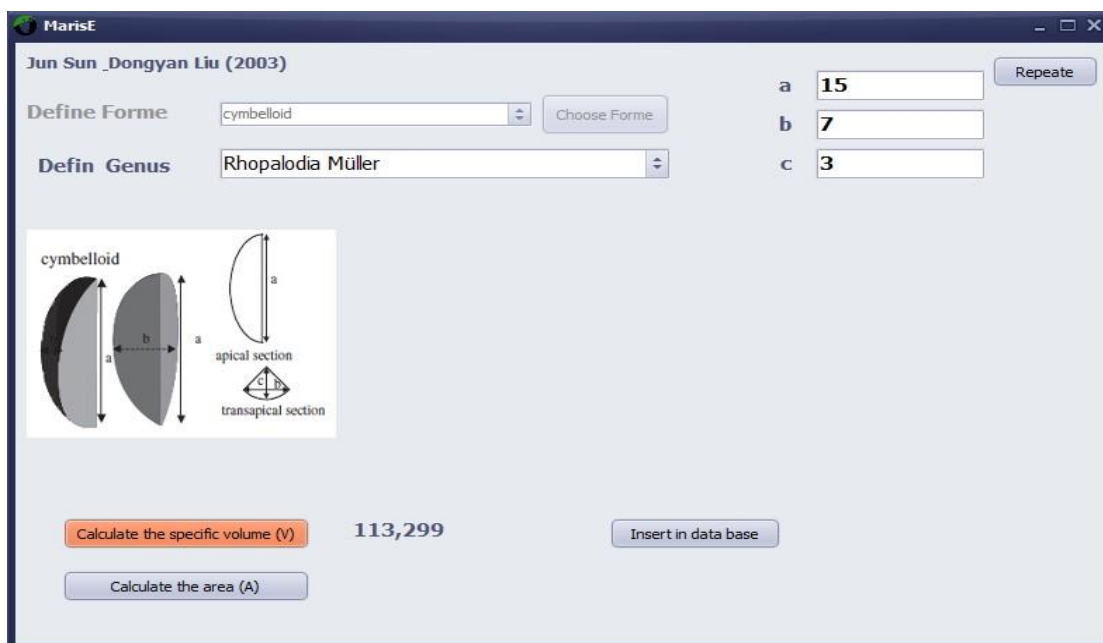
### b.2.1- Calcul du biovolume

La biomasse du phytoplancton peut être évaluée en estimant le biovolume ou le volume cellulaire des observations microscopiques (Saccà, 2017). Dans cette application, la fenêtre "identification" fournit une alternative simple pour calculer la moyenne des volumes spécifiques pour chaque taxon (Figure.52). Le calcul est basé sur des algorithmes conviviaux qui comprennent un ensemble de modèles géométriques conventionnels proposés pour calculer le biovolume et la surface cellulaire de 284 genres de phytoplancton avec 31 formes correspondantes. Les formules utilisées ont été développées par Hillebrand et al., 1999 et mises à jour par J. Sun & Liu, 2003.



**Figure 53.** Sélection et filtrage des espèces pour le calcul du biovolume.

Le concept est basé sur une interface intuitive, consistant en un formulaire simple avec une liste de sélection des formes et/ou des genres du phytoplancton observé. Pour chaque forme choisie dans la liste de sélection, le programme active automatiquement les champs respectifs pour la saisie des mesures des dimensions (en micromètres) du taxon correspondant à la forme sélectionnée (figure. 53).



**Figure 54.** Choix de la forme du phytoplancton et calcul du biovolume.

Dans le cas où le biovolume de l'objet filamentaire correspond au biovolume calculé pour une longueur supérieure à 100  $\mu\text{m}$ . Le biovolume des taxons dont les filaments ont une longueur < 100  $\mu\text{m}$  correspond à la longueur habituelle des taxons considérés. Toutefois, comme certains taxons ont parfois des biovolumes très variables, il est recommandé de les évaluer dans l'échantillon afin de modifier la valeur du biovolume spécifique (figure. 54).

```

else if ComboBox1.Text='cymbelloid' then
Begin
    if ((Edit1.Text<>'') and (Edit2.Text<>'') and (Edit3.Text<>'')) then
    Begin
        a:=StrToFloat(Edit1.Text);
        b:=StrToFloat(Edit2.Text);
        c:=StrToFloat(Edit2.Text);
530
        begin
            if (TryStrToFloat(Edit1.Text,w) and (TryStrTofloat(Edit2.Text,w) and (TryStrTofloat(Edit3.Text,w) then
            Begin
                if (a>0) and(b>0) and (b>0) then
                Begin
                    if (a>b) then
                    Begin
                        vol:=((2/3)*(a*c*c* sin(b/(2*a))));
                        labell12.Caption:=FloatToStrF(vol,TFloatFormat(ffFixed),10,3);
                    end
                    else ShowMessage('the value of a must be greater than b ');
                    end
                    else ShowMessage('integrated nimber must be plus then 0');
                    end
545 else ShowMessage('Please repeat the calculation ');
                    end;
                end
            end
            else ShowMessage('please itroduce real nimber in case a and b');
            end
550
            //////////////////////////////////////

```

Figure 55. Algorithmes utilisés pour le calcul du biovolume spécifiques.

### b.2.2- Les formes géométriques

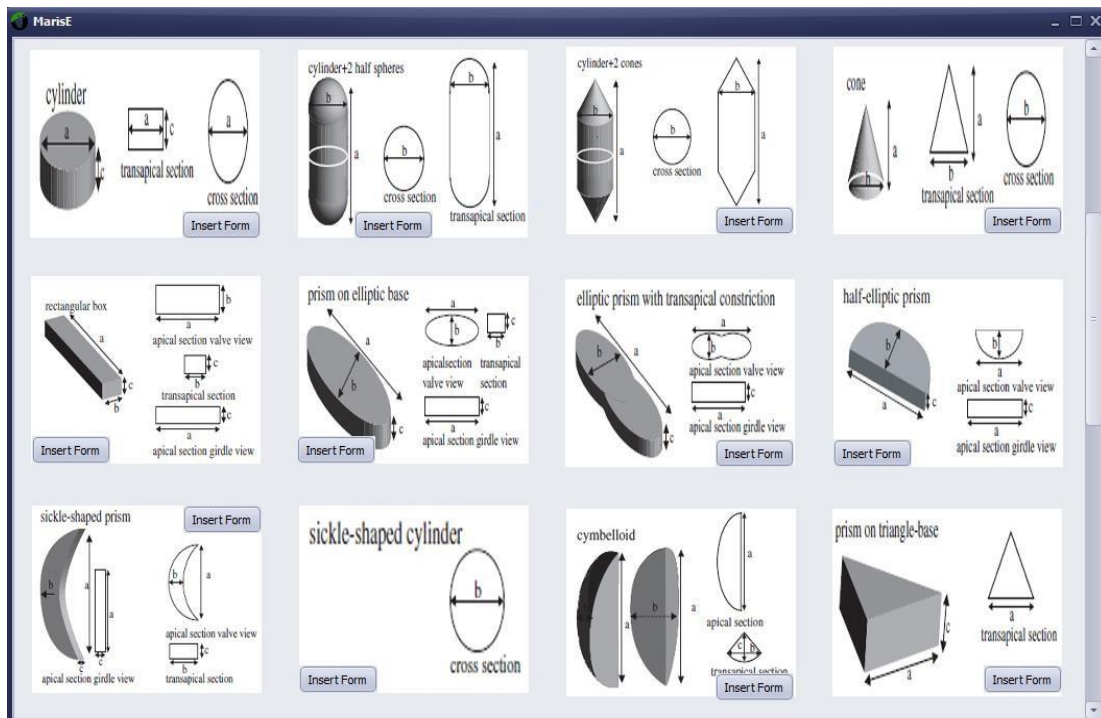


Figure 56. Les différentes formes des espèces phytoplanctoniques.

### VIII.5.7- Réalisation et exportation des rapports de traitement

Une fois les données sont saisies, traitées et stockées dans la base de données, l'application *MariseSoft*, grâce à ses différentes fonctionnalités, peut exporter les résultats et offre des possibilités d'extraire les données traitées sous forme de tableaux (format .csv) ou dans un format de type "rapport d'étude" (figure. 56). Ces données pertinentes sont ensuite dirigées vers d'autres outils logiciels de traitement afin de réaliser des études statistiques ou de croiser les données avec d'autres informations. Les fonctions d'exportation sont évolutives avec la possibilité pour les utilisateurs de sélectionner les données qu'ils souhaitent exporter.

*Report for In-situ Measurements*

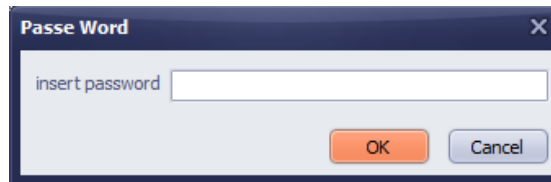


<b>ID Stations</b>	ST1	<b>Sampling Date</b>	11 juin 2020
<b>Stations Coordinate Form</b>	IGN/Mao	<b>X (Latitude)</b> <b>Y (Longitude)</b>	36.4580 3.4870
<b>Start Time Sampling</b>	13:15	<b>End Time Sampling</b>	02:45
<b>Station Depth</b>	5.5	<b>Measuring depth</b>	0
<b>Wind</b>	null	<b>Weather</b>	Partly cloudy
<b>Water Surface</b>	Asisted	<b>Wave height (m)</b>	
<b>Wind</b>	null	<b>Weather</b>	Partly cloudy
<b>Area Photos</b>		<b>Water :</b> <b>Algal Bloom :</b> <b>Tidal range :</b> <b>Sedimen:</b> <b>Phytoplakton:</b>	x x  x -
<b>Secchi Disc (m)</b>	5	<b>Suspended Matter(mg/l)</b>	81,25
<b>pH</b>	7,5	<b>Viscosity</b>	0,0040000001899898
<b>Salinity (PSU)</b>	35,5	<b>Temperature (°C)</b>	17,2000007629395
<b>Chlorophyll-a (µg/m3)</b>	0	<b>Dissolve Oxygene</b>	0,05400000014007092
<b>Current speed (m/s)</b>	-		
<b>Remark</b>			

Figure 57. Rapport des mesures in-situ.

### VIII.6- Sécurité du logiciel

Afin d'empêcher toute personne d'accéder à la base de données, le système prévoit des barrières qui garantissent la confidentialité des informations, seuls les utilisateurs identifiés peuvent accéder aux informations en utilisant des mots de passe qui seront choisis (figure. 57). Par conséquent, des garanties doivent être prises pour assurer un contrôle permanent et éviter l'infestation des données afin d'assurer que les exigences d'intégrité sont respectées avec une sauvegarde quotidienne des données saisies. En cas d'incident (panne de logiciel, panne de matériel ou coupure de courant), des procédures de sauvegarde et de récupération doivent être mises en place pour redémarrer le système sans recommencer les entrées des transactions.



**Figure 58.** Fenêtre d'accès à la base de données.

### **VIII.7- Les problèmes rencontrés**

Lors du développement de ces différentes fonctionnalités, certains problèmes ont dû être résolus pour rendre l'outil fiable. Ces problèmes concernent généralement des détails typographiques, des problèmes d'affichage ou d'écriture. (Kocaman & Cumaoglu, 2014). Un des problèmes majeurs rencontrés lors du développement de notre application est la codification des formes de phytoplancton, il a été très difficile de relier les résultats du dénombrement avec le calcul du biovolume, ainsi que la synchronisation de l'application avec les outils d'exportation tels que Fastreport et EMS export qui nécessite une installation particulière et difficile.

### **VIII.8- Les limites de l'étude**

Il est important de procéder à une évaluation critique afin d'identifier les possibilités pour lesquelles la méthodologie utilisée était compatible avec la réalité du domaine de la recherche et répondre aux objectifs des parties prenantes et du chercheur, la raison pour laquelle nous avons soulevés quelques limites de cette application, à savoir :

- Une grande consommation de support.
- Risque de perte de données (supports défectueux, virus, etc.)
- Si une défaillance est signalée sur l'ordinateur, le travail est bloqué, c'est-à-dire qu'il n'y aura pas de traitement les opérations.
- Une erreur de conception peut entraîner des erreurs lors de l'installation de la base de données, et pouvant même parfois conduire à la perte de certaines données.

### **VIII.9- Conclusion**

Dans ce travail nous avons présenté une nouvelle application qui permettra à l'avenir d'améliorer et de simplifier les études dans le domaine des sciences de l'environnement et en particulier dans la gestion de la qualité des eaux marines. L'objectif de ce travail était de concevoir et de développer une application, composée de trois modules principaux, à savoir le module sur les données générales de la campagne en mer, les modules sur les mesures in-situ des paramètres physico-chimiques et enfin le module sur l'analyse du phytoplancton marin (comptage, clés d'identification, identification, biovolume). Ce logiciel présente une interface graphique à la fois

simple et claire, qui permet une utilisation conviviale. *MariseSoft*, est conçu pour fonctionner comme une application native, 64 bits et 32 bits dans des micro-ordinateurs fonctionnant sous les systèmes d'exploitation Microsoft Windows et Linux.

Ce travail a d'abord nécessité un diagnostic et une collecte d'informations sur les méthodes actuelles afin d'identifier les lacunes et les déficiences dues au mode de fonctionnement traditionnel qui entravent le bon fonctionnement du système. Cela nous a permis de préparer une étude théorique dans laquelle nous avons étudié et critiqué le système existant. Grâce à cette étude approfondie, nous avons pu déterminer les besoins fonctionnels et non fonctionnels de l'application. À ce stade, nous avons pu passer à la conception de notre système. La phase de conception détaillée a couvert tous les aspects conceptuels : les aspects statiques et les aspects physiques de l'application. Dans cette partie, nous avons également défini l'architecture physique et logique pour mettre en œuvre notre système. Toutes les étapes mentionnées ci-dessus nous ont finalement conduits à la dernière étape : la mise en œuvre, dans laquelle nous avons présenté l'environnement matériel et logiciel utilisé pour l'implémentation du système. Enfin, nous avons clôturé cette phase en présentant la fenêtre graphique de l'utilisateur et le mode de navigation de l'application poursuivi avec une série de captures d'écran illustrant le fonctionnement de l'application.

Le développement d'autres versions pour les appareils mobiles (tablettes et téléphones portables fonctionnant avec le système d'exploitation Android et IOS) élargira les possibilités d'application de cet outil, facilitant son utilisation sur le terrain et contribuant à l'accélération des études.

Ce travail est une nouvelle réflexion, les premières utilisations du logiciel ouvrent néanmoins de nouveaux horizons dans le futur, ce qui permet de dériver différents aspects pour cette application afin de satisfaire les besoins.

## Conclusion générale

La présente thèse propose une méthode simple pour évaluer la variation spatio-temporelle et la distribution de certains paramètres physico-chimiques. Nous avons essayé de démontrer que la télédétection, par sa nature synoptique, répétitive et multispectrale, est un outil potentiellement intéressant, surtout lorsqu'elle est intégrée dans un système d'information géographique, afin de faciliter la recherche en océanographie.

Des mesures in-situ sont effectuées sur plusieurs sites représentatifs dans la baie d'Alger, de Bou-Ismaïl et du Koweït. Certains paramètres sont mesurés lors de l'échantillonnage, en revanche, d'autres sont déterminés après l'analyse en laboratoire.

L'analyse spatiale des différents paramètres, nous a permis de conclure que : les zones d'étude représentent un taux de pollution élevé. Les concentrations des polluants dans ces zones sont caractérisées par des teneurs élevées en matières en suspension, et la transparence de ces eaux est relativement faible dans les zones où les oueds rejettent des effluents, ainsi que dans les zones à forte activité anthropique. Les résultats sont utilisés pour la cartographie par interpolation spatiale. Dans cette étude, nous avons démontré l'efficacité de l'utilisation des images Landsat-8 pour modéliser la densité cellulaire du phytoplancton (diatomés et dinoflagellés), la transparence de disque de Secchi, les matières en suspensions et la température de surface de la mer.

La baie d'Alger est caractérisée par une distribution hétérogène de la PDS, MES et des densités cellulaires des diatomées et des dinoflagellés. Les variations ces paramètres hydro-biologiques peuvent être divisés géographiques en deux principales zones (Nord-West et sud-Est ) en fonction de l'apport des nutriments, de polluants et de matières organiques provenant des embouchures, des rejets côtiers et des effluents d'eaux usées introduits dans la baie par : Oued El Harrach, Oued El Hamiz, le port d'Alger et le projet d'aménagement de Sablette et Lido.

Les dinoflagellés étaient plus abondants que les diatomées dans la baie d'Alger. Les deux espèces ont présenté des variabilités spatiales et temporelles. Les eaux côtières se sont enrichies de diatomées et de dinoflagellés en raison des systèmes hydrodynamiques et des activités anthropiques. De plus, les espèces phytoplanctoniques étaient plus abondantes au printemps 2018 qu'en 2017. En mai 2018, la baie d'Alger a connu une prolifération d'algues provenant du large qui a influencé les eaux littorales : Cet événement a montré clairement comment la baie est interconnectée avec l'écosystème de la Méditerranée. Cette interconnexion entre la baie et la Méditerranée nécessite un suivi synoptique à l'aide des images de télédétection.

Les bandes OLI de Landsat-8 ont réussi à capturer les variations de densité cellulaire des diatomées, tandis que la densité cellulaire des dinoflagellés a montré une relation insignifiante avec les bandes OLI. La raison de cette relation insignifiante est probablement que près de la moitié des espèces de dinoflagellés sont des hétérotrophes dont l'abondance ne varie pas avec leurs concentrations en pigments, en particulier la chlorophylle a, qui contribue de manière significative à la modification de la POA de l'eau.

Les particules en suspension dans la baie d'Alger peuvent être optiquement estimées par la bande bleue (OLI 2), de la bande panchromatique (OLI8) et de la bande verte (band 3), de plus que la profondeur du disque de Secchi (PDS) dans la baie d'Alger peut être estimée en utilisant la bande aérosol côtière (OLI1), la bande panchromatique (OLI8) et la bande verte (bande3) du satellite Landsat-8.

Les eaux côtières de la baie du Koweït sont plus turbides (moins transparent) que celles de la baie d'Alger. Cela est dû à la contribution de Shett Al Arab à l'alimentation de la baie du Koweït en apports terrigènes, ainsi qu'à la situation géographique du Koweït dans une zone semi-fermée qui favorise l'augmentation des particules en suspension. En outre, le modèle développé de la zone I est un modèle universel et peut être appliqué dans différentes zones d'étude.

D'autre part, nous avons constaté que les eaux marines de la baie de Bou-Ismaïl sont caractérisées par une dégradation (augmentation progressive de la TSM) au cours de la période 1984-2016, principalement due à l'injection d'eau de refroidissement industrielle, au changement climatique et à l'augmentation de la température planétaire, aussi aux apports terrigènes qui restent importants. Face à cette situation dont la conséquence directe est la disparition de plusieurs espèces,

La méthodologie utilisée dans cette étude afin de modéliser la densité du phytoplancton, la transparence de disque de secchi, les matières en suspensions et la température de surface de la mer, peut être appliquée dans de futures enquêtes pour inclure davantage de données in-situ. Le modèle proposé peut être amélioré en utilisant d'autres observations in-situ bien réparties durant l'année. L'inclusion d'un grand nombre d'observations in-situ réparties sur différents mois permettra de développer des modèles plus fiables pour estimer ces paramètres hydro-biologiques à n'importe quel moment de l'année. De tels modèles seraient un facteur clé pour la réussite des programmes de surveillance marine et côtière.

L'application de la modélisation par satellite sur les côtes algériennes nous a permis d'affirmer que l'utilisation de ces techniques est à la fois utile et indispensable. L'utilisation des moyens de

téledétection par satellite nous a permis de couvrir des zones qui ont été auparavant inaccessibles ou problématiques pour des raisons naturelles ou anthropiques.

Enfin, afin de mettre en place un réseau de surveillance pour la gestion des données des mesures in-situ et l'analyse du phytoplancton marin, un nouveau système vise à être mis en place dans les universités, les laboratoires de recherche spécialisés dans l'étude de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau, au profit des étudiants, des chercheurs et des ingénieurs. Ce système facilitera grandement leur travail, qui manquait auparavant d'organisation et de structuration des données. L'outil logiciel développé dans le cadre de cette thèse est une combinaison des différentes visions, il peut ouvrir la voie à de nouvelles applications multidisciplinaires pour la surveillance de la qualité de l'eau. Ce travail représente pour nous une véritable expérience pour approfondir nos connaissances tout en associant notre bagage théorique à l'environnement marin et à l'environnement informatique du langage de programmation et de modélisation.

## Références bibliographiques

- Abboud, W. (1999). *Modélisation et conception d'une base de données orientée-objet pour l'inspection automatisée de pièces manufacturées* (Issue 3) [UNIVERSITÉ DU QUÉBEC]. <https://doi.org/10.5860/choice.41-2927.14>.
- Abdelhedi, F., Ait Brahim, A., Atigui, F., & Zurfluh, G. (2016). Processus de transformation MDA d'un schéma conceptuel de données en un schéma logique NoSQL. *INFORSID 2016 - Actes Du 8e Forum Jeunes Chercheurs Du Congrès INFORSID*, 15–30. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01514630>
- AFNOR. (2006). *Qualité de l'eau-Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl)*.
- Ahn, Y.-H., & Shanmugam, P. (2006). Detecting the red tide algal blooms from satellite ocean color observations in optically complex Northeast-Asia Coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 103(4), 419–437. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.04.007>
- Al-Ghadban, A. N. (2004). Assessment of suspended sediment in kuwait bay using landsat and spot images. *Kuwait Journal of Science and Engineering*, 31(2), 155–172.
- Al-Nafisi, R. S., Al-Ghadban, A., Gharib, I., & Bhat, N. R. (2009). Positive impacts of mangrove plantations on Kuwait's coastal environment. *European Journal of Scientific Research*, 26(4), 510–521. [https://www.researchgate.net/profile/Abdul\\_Nabi\\_Al-Ghadban/publication/254645839\\_Positive\\_Impacts\\_of\\_Mangrove\\_Plantations\\_on\\_Kuwait's\\_Coastal\\_Environment/links/56e644b108aedb4cc8ae9709.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Abdul_Nabi_Al-Ghadban/publication/254645839_Positive_Impacts_of_Mangrove_Plantations_on_Kuwait's_Coastal_Environment/links/56e644b108aedb4cc8ae9709.pdf)
- Al-Shehhi, M. R., Gherboudj, I., & Ghedira, H. (2012). A study on the effect of dust and wind on phytoplankton activities in the Arabian Gulf. *2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 2571–2574. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2012.6350954>
- Al-Yamani, F. Y., Bishop, J., Ramadhan, E., Al-Husain, M., & Al-Ghadban, A. N. (2004). Oceanographic Atlas of Kuwait's Waters. *Kuwait Institute for Scientific Research*.
- Alcântara, E., Novo, E., Stech, J., Lorenzetti, J., Barbosa, C., Assireu, A., & Souza, A. (2010). A contribution to understanding the turbidity behaviour in an Amazon floodplain. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(2), 351–364. <https://doi.org/10.5194/hess-14-351-2010>
- Alsahli, M. M. M. (2009). *Characterizing Surface Temperature and Clarity of Kuwait's Seawaters Using Remotely Sensed Measurements and GIS Analyses*. university of Kansas.

- Alsahli, M. M. M., Price, K. P., Buddemeier, R., Fautin, D. G., & Egbert, S. (2012). Mapping Spatial and Temporal Distributions of Kuwait SST Using MODIS Remotely Sensed Data. *Applied Remote Sensing Journal*, 2(2), 1–16.
- Alshaikh, A. Y. (2016). *Detection of Sea Surface Temperature and Thermal Pollution of Agricultural Coastal Areas using Thermal Infrared*, Jeddah City, West KSA. 5(1), 51–60.
- Amarouche, K., Bachari, N. I., Houma, F., & Boughrira, A. (2017). Development of a numerical code to simulate the hydrodynamic energy potential, applied at Bou Ismail bay. *Revue Des Energies Renouvelables*, Vol. 20(N°3), 377–388.
- Aminot, A., & Chaussepied, M. (1983). *Manuel des analyses en milieu marin* (Issue 551.464 AMI).
- Aminot, Alain, & K erouel, R. (2004). *Hydrologie des  cosystemes marins: paramètres et analyses*. Editions Quae. <http://books.google.fr/books?id=dd7qZIWQGb8C>
- Anderson, N. J., & Vos, P. (1992). Learning from the past: Diatoms as palaeoecological indicators of changes in marine environments. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26(1), 19–30. <https://doi.org/10.1007/BF02298025>
- Antoine, D. (1998). Apports de la télédétection spatiale de la «couleur de l’oc an»   l’océanographie. In *Oceanis* (Vol. 24, Issue 2).
- Aouissi, K. B., Madani, S., & Baptist, V. (2021). Morphological Evolution of the Port-City Interface of Algiers (16th Century to the Present). *Urban Planning*, 6(3), 119–135. <https://doi.org/10.17645/up.v6i3.4017>
- Atroune, F., Hemdane, Y., & Bouhmadouche, M. (2019). Potential Remobilization of Heavy Metals by Wave Friction Case of Algiers Bay. In *Conference of the Arabian Journal of Geosciences* (pp. 89–91). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-01665-4\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-030-01665-4_21)
- Austin, R. W., & Petzold, T. J. (1981). The Determination of the Diffuse Attenuation Coefficient of Sea Water Using the Coastal Zone Color Scanner. In *Oceanography from Space* (pp. 239–256). Springer US. [https://doi.org/10.1007/978-1-4613-3315-9\\_29](https://doi.org/10.1007/978-1-4613-3315-9_29)
- Aydin, H., Y r r, E. E., Uzar, S., & K c ksezgin, F. (2015). Impact of industrial pollution on recent dinoflagellate cysts in Izmir Bay (Eastern Aegean). *Marine Pollution Bulletin*, 94(1–2), 144–152. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.038>

- Babouri, K. (2013). *Utilisation des indicateurs trophiques pour l'évaluation de l'impact de la pêche sur un écosystème exploité. Application sur les pêcheries algériennes en mettant l'accent sur la pêche de la baie de Bou-Ismaïl* [universidad de Alicante].  
[https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/37195/1/Tesis\\_máster\\_Karim\\_Babouri.pdf](https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/37195/1/Tesis_máster_Karim_Babouri.pdf)
- Bachouche, S., Houma, F., & Belkessa, R. (2016). Risk assessment of heavy metal in surface sediments from Algiers harbor (Algeria). *International Journal of Science and Knowledge*, 5(1), 32–40. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25418.57284>
- Bachouche, S., Houma, F., Gomiero, A., & Belkessa, R. (2017). Distribution and Environmental Risk Assessment of Heavy Metal in Surface Distribution and Environmental Risk Assessment of Heavy Metal in Surface Sediments and Red Mullet ( *Mullus barbatus* ) from Algiers and BouIsmaïl Bay ( Algeria ). *Environ Model Assess*, 22(5), 473–490.  
<https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>
- Bailey, S. W., & Werdell, P. J. (2006). A multi-sensor approach for the on-orbit validation of ocean color satellite data products. *Remote Sensing of Environment*, 102(1–2), 12–23.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.015>
- Bakalem, A., Hassam, N., Oulmi, Y., Martinez, M., & Dauvin, J. C. (2020). Diversity and geographical distribution of soft-bottom macrobenthos in the bay of Bou Ismaïl (Algeria, Mediterranean Sea). *Regional Studies in Marine Science*, 33(August 1988), 100938.  
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100938>
- Bariou, R., & Lecamus, D. (1978). *Manuel de télédétection: photographies aériennes, images radar, thermographies, satellites*. Sodipe.
- Barrett, D., & Frazier, A. (2016). Automated Method for Monitoring Water Quality Using Landsat Imagery. *Water*, 8(6), 257. <https://doi.org/10.3390/w8060257>
- Barton, A. D., Finkel, Z. V, Ward, B. A., Johns, D. G., & Follows, M. J. (2013). On the roles of cell size and trophic strategy in North Atlantic diatom and dinoflagellate communities. *Limnology and Oceanography*, 58(1), 254–266. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.1.0254>
- Bayat, F., & Hasanlou, M. (2016). Feasibility study of Landsat-8 imagery for retrieving sea surface temperature (case study persian gulf). *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLI-B8(July), 1107–1110. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B8-1107-2016>

- Beck, K., & Cunningham, W. (1987). Using Pattern Languages for Object-Oriented Programs. *Proceedings of the OOPSLA Workshop on the Specification and Design for Object Oriented Programming*, No. CR-87-43, 9–16. <http://c2.com/doc/oopsla87.html>
- Bécu, G. L. (2004). *Contribution à la vérification des observations spatiales de la couleur de l'océan à l'aide du réseau de radiomètres optiques SIMBADA*. theses.fr.
- Begum, M., Sahu, B. K., Das, A. K., Vinithkumar, N. V., & Kirubakaran, R. (2015). Extensive *Chaetoceros curvisetus* bloom in relation to water quality in Port Blair Bay, Andaman Islands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5), 226. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4461-2>
- Belatoui, A., Bouabessalam, H., Hacene, O. R., De-la-Ossa-Carretero, J. A., Martinez-Garcia, E., & Sanchez-Lizaso, J. L. (2017). Environmental effects of brine discharge from two desalination plants in Algeria (South Western Mediterranean). *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 76(May 2016), 311–318. <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20812>
- Benamar, M. ., Toumert, I., Tobbeche, S., Tchantchane, A., & Chalabi, A. (1999). Assessment of the state of pollution by heavy metals in the surficial sediments of Algiers Bay. *Applied Radiation and Isotopes*, 50(5), 975–980. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(98\)00111-0](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(98)00111-0)
- Benmecheta, A., & Belkhir, L. (2016). Oil Pollution in the Waters of Algeria. In *Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part II* (pp. 247–262). Springer. [https://doi.org/10.1007/698\\_2016\\_57](https://doi.org/10.1007/698_2016_57)
- Benzohra, M. (1993). Les structures hydrodynamiques le long des côtes algériennes. *Workshop Sur La Circulation Des Eaux et Pollution Des Côtes Méditerranéennes Du Maghreb*, INOC, Izmir, 33–46.
- Berthon, V., Alric, B., Rimet, F., & Perga, M.-E. (2014). Sensitivity and responses of diatoms to climate warming in lakes heavily influenced by humans. *Freshwater Biology*, 59(8), 1755–1767. <https://doi.org/10.1111/fwb.12380>
- Bhargava, D. S., & Mariam, D. W. (1991). Effects of suspended particle size and concentration on reflectance measurements. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 57(5), 519–529.
- Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), 2849–2861.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>

Bjornsen, P. K. (1986). Automatic determination of bacterioplankton biomass by image analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, *51*(6), 1199–1204.

<https://doi.org/10.1128/aem.51.6.1199-1204.1986>

Blackburn, N., Hagström, Åke, Wikner, J., Cuadros-Hansson, R., & Bjørnsen, P. K. (1998). Rapid Determination of Bacterial Abundance, Biovolume, Morphology, and Growth by Neural Network-Based Image Analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, *64*(9), 3246–3255. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.9.3246-3255.1998>

Blanchard, N., Pressac, J.-B., & Thomas, M. (2017). Quand l'informatique soulève des questions épistémologiques dans le domaine de la littérature de langue bretonne: l'exemple de la base de données PRELIB. *La Bretagne Linguistique*, *21*, 297–317.

Bloem, J., Veninga, M., & Shepherd, J. (1995). Fully automatic determination of soil bacterium numbers, cell volumes, and frequencies of dividing cells by confocal laser scanning microscopy and image analysis. *Applied and Environmental Microbiology*, *61*(3), 926–936. <https://doi.org/10.1128/AEM.61.3.926-936.1995>

Bouchez Dorigo, U., Rimet, F., A. (2010). *Surveillance des impacts environnementaux d'effluents aqueux de sites industriels par les diatomées dulçaquicoles*. (Issue n°07-1016/1A). [www.record-net.org](http://www.record-net.org)

Bouchouicha Smida, D., Sahraoui, I., Mabrouk, H. H., & Sakka Hlaili, A. (2012). Dynamique saisonnière du genre *Alexandrium* (dinoflagellé potentiellement toxique) dans la lagune de Bizerte (Nord de la Tunisie) et contrôle par les facteurs abiotiques environnants. *Comptes Rendus Biologies*, *335*(6), 406–416. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2012.04.007>

Boudouresque, C. F., & Verlaque, M. (2002). Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, *44*(1), 32–38. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00150-3)

Boufeniza, R. L., Bachari Houma, F., Alsahli, M., Bachari, N. I., Chekroun, N., Boudjema, S., & Benm'barek, G. (2018). Estimation of Dinoflagellate and Diatoms Algae in Algiers Bay from Landsat Satellite Data. *Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration*, 1795–1796. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4\\_520](https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_520)

Bougeur, P. (1953). *Essai d'optique sur la graduation de la lumière Ann. Pys.*

- Boukais, N. (2009). Construction d'une base de données interactive. In *Universite Abou-Bakr Belkaid De Tlemcen*.
- Boulahdid, M., Eddalia, N., Boudjellal, B., & Azzouz, M. (2003). les eaux de la Baie d'Alger Quelques aspects physico-chimiques et environnementaux. *Annales de l'institut National Agronomique*, 24(1 et 2), 39–54. <http://rist.cerist.dz/?Les-Eaux-de-la-Baie-d-Alger>
- Bràger, S., Harraway, J. A., & Manly, B. F. J. (2003). Habitat selection in a coastal dolphin species ( *Cephalorhynchus hectori* ). *Marine Biology*, 143(2), 233–244. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1068-x>
- Braïk, D. (1989). *Etude de la dynamique sédimentaire devant Bou Ismail: sédimentologie, morphologie, problème d'érosion du littoral et aménagement*. Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene.
- Bratbak, G., Heldal, M., Thingstad, T., Riemann, B., & Haslund, O. (1992). Incorporation of viruses into the budget of microbial C-transfer A first approach. *Marine Ecology Progress Series*, 83, 273–280. <https://doi.org/10.3354/meps083273>
- Bresciani, M., Cazzaniga, I., Austoni, M., Sforzi, T., Buzzi, F., Morabito, G., & Giardino, C. (2018). Mapping phytoplankton blooms in deep subalpine lakes from Sentinel-2A and Landsat-8. *Hydrobiologia*, 824(1), 197–214. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3462-2>
- Bricaud, A., Babin, M., Morel, A., & Claustre, H. (1995). Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterization. *Journal of Geophysical Research*, 100(C7), 13321. <https://doi.org/10.1029/95JC00463>
- Bricaud, A., Bédhomme, A. louise, & Morel, A. (1988). Optical properties of diverse phytoplanktonic species: Experimental results and theoretical interpretation. *Journal of Plankton Research*, 10(5), 851–873. <https://doi.org/10.1093/plankt/10.5.851>
- Bricaud, A., & Morel, A. (1986a). Light attenuation and scattering by phytoplanktonic cells: a theoretical modeling. *Applied Optics*, 25(4), 571. <https://doi.org/10.1364/AO.25.000571>
- Bricaud, A., & Morel, A. (1986b). Light attenuation and scattering by phytoplanktonic cells: a theoretical modeling. *Applied Optics*, 25(4), 571. <https://doi.org/10.1364/AO.25.000571>
- Bricaud, A., Morel, A., & Prieur, L. (1983). Optical efficiency factors of some phytoplankters1. *Limnology and Oceanography*, 28(5), 816–832. <https://doi.org/10.4319/lo.1983.28.5.0816>

- Brill, R., Lutcavage, M., Metzger, G., Bushnell, P., Arendt, M., Lucy, J., Watson, C., & Foley, D. (2002). Horizontal and vertical movements of juvenile bluefin tuna (*Thunnus thynnus*), in relation to oceanographic conditions of the western North Atlantic, determined with ultrasonic telemetry. *Fishery Bulletin*, *100*(2), 155–167.
- Brown, C., Huot, Y., Werdell, P., Gentili, B., & Claustre, H. (2008). The origin and global distribution of second order variability in satellite ocean color and its potential applications to algorithm development. *Remote Sensing of Environment*, *112*(12), 4186–4203.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.06.008>
- Burkholder, J. M., Shumway, S. E., & Glibert, P. M. (2018). *Food Web and Ecosystem Impacts of Harmful Algae*. [https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9781118994672.ch7](https://doi.org/10.1002/9781118994672.ch7)
- Burton Jr, G. A., & Pitt, R. (2001). *Stormwater effects handbook: A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. CRC Press.
- Butt, M. J., & Nazeer, M. (2015). Landsat ETM+ Secchi Disc Transparency (SDT) retrievals for Rawal Lake, Pakistan. *Advances in Space Research*, *56*(7), 1428–1440.  
<https://doi.org/10.1016/j.asr.2015.06.041>
- Canter-Lund, H., & Lund, J. (1995). *Freshwater algae: their microscopic world explored* (Issue 582.26 CAN).
- Chabane, K., Bahbeh, L., & Seridi, H. (2018). Ecological Quality Status of the Algiers coastal waters by using macroalgae assemblages as bioindicators (Algeria, Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science*, *2007*, 305. <https://doi.org/10.12681/mms.15951>
- Chadin, A. (1988). Les modèles d'interaction rayonnement-atmosphère et détermination de paramètres météorologiques et climatologiques à partir d'observation satellitaires. *Téléédétection Spatiale: Aspects Physiques et Modélisation*, *Cepadues Editions*, 1031.
- Chitroub, S. (2007). Analyse en composantes indépendantes d'images multibandes : faisabilité et perspectives. *Revue Téléédétection*, *7*(1–4), 541–555.  
<http://www.teledetection.net/upload/TELEDETECTION/pdf/20080404182120.pdf>
- Chowdhury, R. A., Rashid, T., & Hoque, S. (2014). Assessing Surface Water Quality Using Landsat TM and In Situ Data: An Exploratory Analysis. In *Dhaka Megacity* (pp. 301–318). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-6735-5\\_16](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6735-5_16)
- Christophe, L. T. (2009). *Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation,*

*d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE.*

Cialdi, A., & Secchi, P. A. (1967). On the transparency of the sea. *Compte Rendu de l'Académie Des Sciences*, 391–394.

Cialdi, Alessandro, & Secchi, P. A. (1865). Sur la transparence de la mer. *Comptes Rendus Hebdomadaire de Séances de l'Académie Des Sciences*, 61, 100–104.

Club Developpers. (2020). *The best Access courses and tutorials - French-speaking developers' support club*. <https://access.developpez.com/>

Collier, A., Finlayson, G. M., & Cake, E. W. (1968). On the transparency of the sea. *Limnology and Oceanography*, 13(2), 391–394.

<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.510.1234&rep=rep1&type=pdf>

Collignon, J. (1991). *Ecologie et biologie marines : introduction à l'halieutique* (Masson, Pa).

Collos, Y., Gagne, C., Laabir, M., Vaquer, A., Cecchi, P., & Souchu, P. (2004). Nitrogenous Nutrition Of *Alexandrium Catenella* (Dinophyceae) In Cultures And In Thau Lagoon, Southern France. *Journal of Phycology*, 40(1), 96–103. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2004.03034.x>

Couté, A., & Bernard, C. (2001). Les cyanobactéries toxiques. *Toxines d'algues Dans l'alimentation*, Ed. Ifremer, Paris, 89–108.

Cox, R. M., Forsythe, R. D., Vaughan, G. E., & Olmsted, L. L. (1998). Assessing Water Quality in Catawba River Reservoirs Using Landsat Thematic Mapper Satellite Data. *Lake and Reservoir Management*, 14(4), 405–416. <https://doi.org/10.1080/07438149809354347>

Cushing, D. H. (1989). A difference in structure between ecosystems in strongly stratified waters and in those that are only weakly stratified. *Journal of Plankton Research*, 11(1), 1–13. <https://doi.org/10.1093/plankt/11.1.1>

Dames, & Moore. (1983). *Aquatic biology investigations. Studies for Sabiya area, Kuwait Bay and development of electrical networks*. Report No. MEW/CP/PGP-1113-90/81, Government of Kuwait.

Dandonneau, Y., Deschamps, P.-Y., Nicolas, J.-M., Loisel, H., Blanchot, J., Montel, Y., Thieuleux, F., & Bécu, G. (2004). Seasonal and interannual variability of ocean color and

composition of phytoplankton communities in the North Atlantic, equatorial Pacific and South Pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(1–3), 303–318. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2003.07.018>

Daniel, A., Soudant, D., & Goudard, N. (2012). *Révision du contrôle de surveillance physico-chimique de la DCE*. <https://wwz.ifremer.fr/dce/content/download/60995/832038/version/1/file/F21-L1-2011.pdf>

Day, E. E. (2000). *Landsat 5 and 7 as tools for monitoring water quality*. University of Minnesota.

De Keukelaere, L., Sterckx, S., Adriaensen, S., Knaeps, E., Reusen, I., Giardino, C., Bresciani, M., Hunter, P., Neil, C., Van der Zande, D., & Vaiciute, D. (2018). Atmospheric correction of Landsat-8/OLI and Sentinel-2/MSI data using iCOR algorithm: validation for coastal and inland waters. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 525–542. <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1457937>

De Reviers, B. (2003). *Biologie et phylogénie des algues*. Belin, Paris. Collection Sup. *Sciences*, 2, 255.

Dehainsala, H., Pierra, G., Bellatreche, L., & Aït-Ameur, Y. (2007). Conception de bases de données à partir d'ontologies de domaine: Application aux bases de données du domaine technique. *Actes Des 1ère Journées Francophones Sur Les Ontologies (JFO'07)*, 215–230.

Dekker, A.G., Malthus, T. J., & Seyhan, E. (1991). Quantitative modeling of inland water quality for high-resolution MSS systems. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 29(1), 89–95. <https://doi.org/10.1109/36.103296>

Dekker, Arnold G, Vos, R. J., & Peters, S. W. M. (2002). Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data. *International Journal of Remote Sensing*, 23(1), 15–35. <https://doi.org/10.1080/01431160010006917>

Deng, K., Lamine, S., Pavlides, A., Petropoulos, G., Srivastava, P., Bao, Y., Hristopulos, D., & Anagnostopoulos, V. (2019). Operational Soil Moisture from ASCAT in Support of Water Resources Management. *Remote Sensing*, 11(5), 579. <https://doi.org/10.3390/rs11050579>

Denton, G. R. W., Concepcion, L. P., Wood, H. R., & Morrison, R. J. (2005). Trace metals in sediments of four harbours in Guam. *Marine Pollution Bulletin*, 50(10), 1133–1141. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.050>

- Deschamps, P.-Y., Herman, M., & Tanre, D. (1983). Definitions of atmospheric radiance and transmittances in remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 13(1), 89–92.  
[https://doi.org/10.1016/0034-4257\(83\)90029-9](https://doi.org/10.1016/0034-4257(83)90029-9)
- Dharani, G., Abdul Nazar, A. K., Kanagu, L., Venkateshwaran, P., Kumar, T. S., Ratnam, K., Venkatesan, R., & Ravindran, M. (2004). On the recurrence of *Noctiluca scintillans* bloom in Minnie Bay, Port Blair: Impact on water quality and bioactivity of extracts. *Current Science*, 87(7), 990–994. <https://www.jstor.org/stable/24109407>
- Dodge, J. D., & Hart-Jones, B. (1982). *Marine dinoflagellates of the British Isles*. HMSO.
- Doerffer, R., & Fischer, J. (1994). Concentrations of chlorophyll, suspended matter, and gelbstoff in case II waters derived from satellite coastal zone color scanner data with inverse modeling methods. *Journal of Geophysical Research*, 99(C4), 7457.  
<https://doi.org/10.1029/93JC02523>
- Doron, M., Babin, M., Hembise, O., Mangin, A., & Garnesson, P. (2011). Ocean transparency from space: Validation of algorithms estimating Secchi depth using MERIS, MODIS and SeaWiFS data. *Remote Sensing of Environment*, 115(12), 2986–3001.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.05.019>
- Doron, Maéva, Bélanger, S., Doxaran, D., & Babin, M. (2011). Spectral variations in the near-infrared ocean reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 115(7), 1617–1631.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.015>
- dos Santos-Silva, E. N., Mendes, R. C., & Cavalcanti, M. J. (2019). BioCalc: a software tool for the calculation of biovolume of phytoplankton samples. *Tropical Diversity*, 1(1), 26–30.
- Downing, J. A., & Rigler, F. H. (1984). A manual on methods for the assessment of secondary productivity. *Fresh Waters*, 2. <https://downing.public.iastate.edu/tier2/jadpdfs/1984>  
 Downing and Rigler IBP 17 Front material.pdf
- DRE-WA. (2012). *Plan d'aménagement et de rehabilitation de Oued el Harrach*.
- Drouiche, N., Ghaffour, N., Naceur, M. W., Mahmoudi, H., & Ouslimane, T. (2011). Reasons for the Fast Growing Seawater Desalination Capacity in Algeria. *Water Resources Management*, 25(11), 2743–2754. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9836-8>
- Druart, J.-C., & Rimet, F. (2008a). *Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA Prélèvement, dénombrement et biovolumes*.

<https://www6.dijon.inrae.fr/thonon/layout/set/print/content/download/3445/36371/version/1/file/Protocoles+d'analyse+du+phytoplancton+de+l'INRA.pdf>

- Druart, J.-C., & Rimet, F. (2008b). Protocols for analysis of phytoplankton INRA: sampling, counting and biovolumes. *INRA-Thonon, Rapport SHL*, 283, 96.
- DTPWA. (2012). *Etude d'impacte sur l'environnement pour les sediments de dragage du port d'alger*.
- Du, C., Ren, H., Qin, Q., Meng, J., & Li, J. (2014). Split-window algorithm for estimating land surface temperature from Landsat 8 TIRS data. *2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3578–3581.
- Duarte, W. (2019). *Delphi Programming Projects: Build a range of exciting projects by exploring cross-platform development and microservices*. Packt Publishing Ltd.
- Ducklow, H. W., Purdie, D. A., Williams, P. J. L., & Davise, J. M. (1986). Bacterioplankton: A Sink for Carbon in a Coastal Marine Plankton Community. *Science*, 232(4752), 865–867. <https://doi.org/10.1126/science.232.4752.865>
- Eashwar, M., Nallathambi, T., Kuberaraj, K., & Govindarajan, G. (2001). Noctiluca blooms in Port Blair Bay, Andamans. *Current Science*, 81(2), 203–206. <https://www.jstor.org/stable/24106261>
- Elachi, C., & van Zyl, J. (2006a). Introduction to the Physics and Techniques of Remote Sensing: Second Edition. In *Introduction to the Physics and Techniques of Remote Sensing: Second Edition* (Vol. 28). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/0471783390>
- Elachi, C., & van Zyl, J. (2006b). Nature and Properties of Electromagnetic Waves. In *Introduction to the Physics and Techniques of Remote Sensing* (pp. 23–50). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/0471783390.ch2>
- Elhag, M., Gitas, I., Othman, A., Bahrawi, J., & Gikas, P. (2019). Assessment of Water Quality Parameters Using Temporal Remote Sensing Spectral Reflectance in Arid Environments, Saudi Arabia. *Water*, 11(556), 1–14. <https://doi.org/10.3390/w11030556>
- Espinasse, B., & Nanci, D. (1997). Merise et l'approche orientée objet: du couplage avec OMT à une troisième génération. *Revue Ingénierie Des Systèmes d'information, Hermes*, 5(4).
- Falkowski, P G, & Raven, J. A. (2007). *Aquatic Photosynthesis*. Princeton University Press:

- Princeton. *Princeton, New Jersey*. [Google Scholar], pp 145.
- Falkowski, Paul G., & Raven, J. A. (2013). Aquatic Photosynthesis. In *Aquatic Photosynthesis*. Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9781400849727>
- FastReport. (2016). *FastReport VCL6 User's Manual*. [https://www.fast-report.com/public\\_download/docs/vcl/FR6/UserManual-en.pdf](https://www.fast-report.com/public_download/docs/vcl/FR6/UserManual-en.pdf)
- Feki-Sahnoun, W. (2013). *Analyse de la variabilité spatio-temporelle des populations phytoplanctoniques observées dans le réseau national de surveillance du phytoplancton dans le golfe de Gabés* (Vol. 1) [Université de Sfax]. <https://www.oceandocs.org/handle/1834/5444?show=full>
- Ferrari, G. M., & Dowell, M. D. (1998). CDOM Absorption Characteristics with Relation to Fluorescence and Salinity in Coastal Areas of the Southern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47(1), 91–105. <https://doi.org/10.1006/ecss.1997.0309>
- Ferroukhi, S. A. (2018). FISHING AND FISHING COMMUNITIES: what future when faced with the challenges of inclusive and sustainable development in Algeria? In *MEDITERRA (Fishing and fishing communities)*.
- Field, C. B. (1998). Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. *Science*, 281(5374), 237–240. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237>
- Fleming-lehtinen, V., & Laamanen, M. (2012). Estuarine , Coastal and Shelf Science Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 102–103, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.015>
- Fogg, G. E. (1983). The ecological significance of extracellular products of phytoplankton photosynthesis. *Botanica Marina*, 26(1), 3–14. <https://doi.org/10.1515/botm.1983.26.1.3>
- Fonseca, B. M., Ferragut, C., Tucci, A., Crossetti, L. O., Ferrari, F., Bicudo, D. de C., Sant'Anna, C. L., & Bicudo, C. E. de M. (2014). Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. *Hoehnea*, 41(1), 9–30. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062014000100002>
- Fontes, D. E., Mills, A. L., Hornberger, G. M., & Herman, J. S. (1991). Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(9), 2473–2481. <https://doi.org/10.1128/AEM.57.9.2473->

2481.1991

- Foster, E. C., Godbole, S. V., Foster, E. C., & Godbole, S. V. (2014). Overview of Delphi. In *Database Systems* (pp. 345–352). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4842-0877-9\\_20](https://doi.org/10.1007/978-1-4842-0877-9_20)
- Franks, P., Di Lorenzo, E., Goebel, N., Chenillat, F., Riviere, P., Edwards, C., & Miller, A. (2013). Modeling Physical-Biological Responses to Climate Change in the California Current System. *Oceanography*, 26(3), 26–33. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2013.42>
- Frederick, M. A. (1970). *An atlas of Secchi disc transparency measurements and Forel-Ule color codes for the oceans of the world*. Naval Postgraduate School Monterey CA.
- Fröhlich, C., & Brusa, R. W. (1981). Solar radiation and its variation in time. *Solar Physics*, 74(1), 209–215. <https://doi.org/10.1007/BF00151291>
- Frontier, S., & Pichod-Viale, D. (1993). Écosystèmes: Structure, Fonctionnement. *Evolution*.
- Fry, J. C., & Davies, A. R. (1985). An assessment of methods for measuring volumes of planktonic bacteria, with particular reference to television image analysis. *Journal of Applied Bacteriology*, 58(1), 105–112. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1985.tb01435.x>
- Fukuyo, Y. (1990). *Red tide organisms in Japan: an illustrated taxonomic guide*. Uchida Rokakuho.
- Fuller, L.M., Jodoin, R. S., & Minnerick, R. J. (2011). Predicting lake trophic state by relating Secchi-disk transparency measurements to Landsat-satellite imagery for Michigan inland lakes, 2003–05 and 2007–08. In *U.S. Geological Survey of the interior*. <https://pubs.usgs.gov/sir/2011/5007/>
- Fuller, Lori M, & Minnerick, R. J. (2007). *Predicting water quality by relating secchi-disk transparency and chlorophyll a measurements to Landsat satellite imagery for Michigan inland lakes, 2001-2006*. US Geological Survey.
- Gabay, J. (1993). *Apprendre et pratiquer Merise*.
- Gao, X., & Li, P. (2012). Concentration and fractionation of trace metals in surface sediments of intertidal Bohai Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 64(8), 1529–1536. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.04.026>
- Gascon, F., Bouzinac, C., Thépaut, O., Jung, M., Francesconi, B., Louis, J., Lonjou, V., Lafrance, B., Massera, S., Gaudel-Vacaresse, A., Languille, F., Alhammoud, B., Viallefont, F., Pflug,

- B., Bieniarz, J., Clerc, S., Pessiot, L., Trémas, T., Cadau, E., ... Fernandez, V. (2017). Copernicus Sentinel-2A calibration and products validation status. *Remote Sensing*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/rs9060584>
- Ghanea, M., Moradi, M., & Kabiri, K. (2016). A novel method for characterizing harmful algal blooms in the Persian Gulf using MODIS measurements. *Advances in Space Research*, 58(7), 1348–1361. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2016.06.005>
- Ghyselinck, L. (2006). *Réalisation d'une application informatique de suivi Clinique en Clientèle Canine* [Ecole nationale vétérinaire d'Alfort]. <http://theses.vet-alfort.fr/telecharger.php?id=940>
- Giardino, C., Pepe, M., Brivio, P. A., Ghezzi, P., & Zilioli, E. (2001). Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *Science of The Total Environment*, 268(1–3), 19–29. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00692-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00692-6)
- Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2006). The Complex Relationships Between Increases in Fertilization of the Earth, Coastal Eutrophication and Proliferation of Harmful Algal Blooms. In *Ecology of Harmful Algae* (pp. 341–354). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-32210-8\\_26](https://doi.org/10.1007/978-3-540-32210-8_26)
- Gobler, C. J., Doherty, O. M., Hattenrath-Lehmann, T. K., Griffith, A. W., Kang, Y., & Litaker, R. W. (2017). Ocean warming since 1982 has expanded the niche of toxic algal blooms in the North Atlantic and North Pacific oceans. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(19), 4975–4980. <https://doi.org/10.1073/pnas.1619575114>
- Godhe, A., Asplund, M. E., Harnstrom, K., Saravanan, V., Tyagi, A., & Karunasagar, I. (2008). Quantification of Diatom and Dinoflagellate Biomasses in Coastal Marine Seawater Samples by Real-Time PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(23), 7174–7182. <https://doi.org/10.1128/AEM.01298-08>
- Gomes, C. A. C. (2018). *Retrieval of euphotic zone and Secchi disk depth in Bariri reservoir using OLI/Landsat-8 data* [São Paulo State University]. <http://hdl.handle.net/11449/153657>
- Gomiero, A., Da Ros, L., Nasci, C., Meneghetti, F., Spagnolo, A., & Fabi, G. (2011). Integrated use of biomarkers in the mussel *Mytilus galloprovincialis* for assessing off-shore gas platforms in the Adriatic Sea: Results of a two-year biomonitoring program. *Marine Pollution Bulletin*, 62(11), 2483–2495. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.015>

- Gordon, Howard R., & Morel, A. Y. (1985). Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery. *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 37(4), 292. [https://doi.org/10.1016/0031-9201\(85\)90018-4](https://doi.org/10.1016/0031-9201(85)90018-4)
- Gordon, H.-R., Du, T., & Zhang, T. (1997). Remote sensing of ocean color and aerosol properties: resolving the issue of aerosol absorption. *Applied Optics*, 36(33), 8670. <https://doi.org/10.1364/AO.36.008670>
- Gordon, H., Brown, O. B., Evans, R. H., Brown, J. W., Smith, R. C., Baker, K. S., & Clark, D. K. (1988). A semianalytic radiance model of ocean color. *Journal of Geophysical Research*, 93(D9), 10909. <https://doi.org/10.1029/JD093iD09p10909>
- Gordon, H. R., & Wang, M. (1994). Influence of oceanic whitecaps on atmospheric correction of ocean-color sensors. *Applied Optics*, 33(33), 7754. <https://doi.org/10.1364/AO.33.007754>
- Grayson, R. B., Finlayson, B. L., Gippel, C. J., & Hart, B. T. (1996). The Potential of Field Turbidity Measurements for the Computation of Total Phosphorus and Suspended Solids Loads. *Journal of Environmental Management*, 47(3), 257–267. <https://doi.org/10.1006/jema.1996.0051>
- Guang, J., Wei, Y., & Huang, J. (2006). A model for the retrieval of suspended sediment concentrations in Taihu Lake from TM images. *Journal of Geographical Sciences*, 16(4), 458–464. <https://doi.org/10.1007/s11442-006-0409-3>
- Habi, M. (2011). Évaluation Du Phénomène D ' Inondation Dans La Plaine Orientale De La Mitidja ( Oued El Hamiz Et Oued Réghaïa ) Alger – Algérie . *Bulletin Du Service Géologique National*, 22(2).
- Hadoux, E., & Laplace-Treyture, C. (2009). *PHYTOBS: Outil de comptage du phytoplancton en laboratoire. Version 1.0. Application JAVA.*
- Hallegraeff, G M, & Bolch, C. J. (1992). Transport of Diatom and Dinoflagellate Resting Spores in Ships ' Ballast Water : Implications for Plankton Biogeography ... *Journal of Plankton Research*, 14(August), 1067–1084. <https://doi.org/10.1093/plankt/14.8.1067>
- Hallegraeff, Gustaaf M, & Bolch, C. J. (1991). Transport of toxic dinoflagellate cysts via ships' ballast water. *Marine Pollution Bulletin*, 22(1), 27–30. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(91\)90441-T](https://doi.org/10.1016/0025-326X(91)90441-T)
- Hamza, A. (2003). *Le statut du phytoplancton dans le golfe de Gabès*. Tunis (Tunisie).

- Hansell, D. A., & Carlson, C. A. (2015). Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter. In *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter: Second Edition*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2012-0-02714-7>
- Harani, Y. (1997). *Une approche multi modèles pour la capitalisation des connaissances dans le domaine de la conception* [Grenoble INPG]. <http://www.sudoc.fr/043726186>
- Harrison, P. J., Furuya, K., Glibert, P. M., Xu, J., Liu, H. B., Yin, K., Lee, J. H. W., Anderson, D. M., Gowen, R., Al-Azri, A. R., & Ho, A. Y. T. (2011). Geographical distribution of red and green Noctiluca scintillans. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29(4), 807–831. <https://doi.org/10.1007/s00343-011-0510-z>
- Harvey, E. L., & Menden-Deuer, S. (2012). Predator-Induced Fleeing Behaviors in Phytoplankton: A New Mechanism for Harmful Algal Bloom Formation? *PLoS ONE*, 7(9), e46438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046438>
- Hasle, G R. (1978). the inverted microscope method. *Phytoplankton Manual*, 191–196.
- Hasle, Grethe R, Syvertsen, E. E., Steidinger, K. A., Tangen, K., & Tomas, C. R. (1996). *Identifying marine diatoms and dinoflagellates*. Academic Press(Elsevier). [https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=KQxPtwonlqoC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Identifying+marine+diatoms+and+dinoflagellates.&ots=3aBBOFbq4Z&sig=SfycLvsQsl38zEJicaCj\\_JWPo-4#v=onepage&q=Identifying+marine+diatoms+and+dinoflagellates.&f=false](https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=KQxPtwonlqoC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Identifying+marine+diatoms+and+dinoflagellates.&ots=3aBBOFbq4Z&sig=SfycLvsQsl38zEJicaCj_JWPo-4#v=onepage&q=Identifying+marine+diatoms+and+dinoflagellates.&f=false)
- Havens, K., East, T., & Beaver, J. (1996). Experimental studies of zooplankton–phytoplankton–nutrient interactions in a large subtropical lake (Lake Okeechobee, Florida, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 36(3), 579–597. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00122.x>
- Herter Jr, C. A. (1985). The electromagnetic spectrum: A critical natural resource. *Nat. Resources J.*, 25, 651.
- Herzi, F., Jean, N., Zhao, H., Mounier, S., Mabrouk, H. H., & Hlaili, A. S. (2013). Copper and cadmium effects on growth and extracellular exudation of the marine toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella*: 3D-fluorescence spectroscopy approach. *Chemosphere*, 93(6), 1230–1239. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.084>
- Hicks, B. J., Stichbury, G. A., Brabyn, L. K., Allan, M. G., & Ashraf, S. (2013). Hindcasting water clarity from Landsat satellite images of unmonitored shallow lakes in the Waikato region, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(9), 7245–7261.

<https://doi.org/10.1007/s10661-013-3098-2>

- Hillebrand, H., Dürselen, C., Kirschtel, D., Pollinger, U., & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35(2), 403–424. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x>
- Hoepffner, N., & Sathyendranath, S. (1993). Determination of the major groups of phytoplankton pigments from the absorption spectra of total particulate matter. *Journal of Geophysical Research*, 98(C12), 22789. <https://doi.org/10.1029/93JC01273>
- Hogan, C. M. (2010). Water pollution. *Encyclopedia of Earth Topic*. Washington, DC: Cleveland National Council on Science and Environment.
- Holm, D. J., & Peck, H. (1998). *Analytical biochemistry, Thierd edition, Chap. 8*. Addison Wesley Longman Ltd, New York.
- Holmes, R. W. (1970). The Secchi Disk in Turbid Coastal Waters1. *Limnology and Oceanography*, 15(5), 688–694. <https://doi.org/10.4319/lo.1970.15.5.0688>
- Hötzel, G., & Croome, R. (1999). A phytoplankton methods manual for Australian freshwaters. In *Land and Water Resources Research and Development Corporation*. <https://trove.nla.gov.au/version/45821757>
- Houma, F. (2007). Caractérisation des polluants de la côte Oranaise et Algéroise par analyse physico-chimique et corrélation avec les données satellites. [université des sciences et de la technologie Houari Boumedienne]. In *USTHB, Alger, Algérie*. <http://repository.usthb.dz/bitstream/handle/123456789/726/TH4853.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Houma, F., Bachari, N., Bachouche, S., Kassar, A., & Belkassa, R. (2011). Contribution à l'évaluation de la pollution des eaux marines sur la côte Ouest d'Alger en utilisant l'imagerie satellitale. *Edition 2, Tanger, Maroc, January*, 339–344. <https://doi.org/10.5150/cmcm.2011.071>
- Houma, F., & Bachari, N. I. (2012). Solar Radiation Modeling and Simulation of Multispectral Satellite Data. *Revue Des Energies Renouvelables*, 15, 131–154. <https://doi.org/10.5772/33528>
- Hu, C., Carder, K. L., & Muller-Karger, F. E. (2000). Atmospheric Correction of SeaWiFS Imagery over Turbid Coastal Waters. *Remote Sensing of Environment*, 74(2), 195–206.

[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00080-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00080-8)

- Illoul, H., Maso, M., Fortuño Alós, J. M., Cros, L., Morales-Blake, A., & Seridji, R. (2008). Potentially harmful microalgae in coastal waters of the Algiers area (Southern Mediterranean Sea). *Algologie*, 29(3), 261–278. <https://doi.org/10261/21115>
- IOCCG. (1998). *Minimum requirements for an operational ocean-colour sensor for the open ocean. Report of an IOCCG working group held in Villefranche-sur-Mer, France*. October.
- Jacquemoud, S. (2006). Fonctionnement du système atmosphérique. Transfert Radiatif et Bilan Énergétique de l'Atmosphère. *Cours de DEA Méthodes Physiques En Télédétection, Tech. Rep.*
- Jeong, H. J., Shim, J. H., Lee, C. W., Kim, J. S., & Koh, S. M. (1999). Growth and Grazing Rates of the Marine Planktonic Ciliate *Strombidinopsis* sp. on Red-Tide and Toxic Dinoflagellates. *The Journal of Eukaryotic Microbiology*, 46(1), 69–76. <https://doi.org/10.1111/j.1550-7408.1999.tb04586.x>
- Jeremy Werdell, P., & McClain, C. R. (2019). Satellite remote sensing: Ocean color. In *Encyclopedia of Ocean Sciences* (3rd ed., Issue August 2018). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10817-6>
- Jerlov, N. G. (1964). Optical classification of ocean water. *Physical Aspects of Light in the Sea*, 45–49.
- Johnson, M. D., Stoecker, D. K., & Marshall, H. G. (2013). Seasonal dynamics of *Mesodinium rubrum* in Chesapeake Bay. *Journal of Plankton Research*, 35(4), 877–893. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt028>
- Kaika, M. (2003). The Water Framework Directive: A New Directive for a Changing Social, Political and Economic European Framework. *European Planning Studies*, 11(3), 299–316. <https://doi.org/10.1080/09654310303640>
- Kallio, K., Attila, J., Härmä, P., Koponen, S., Pulliainen, J., Hyytiäinen, U. M., & Pyhälähti, T. (2008). Landsat ETM+ images in the estimation of seasonal lake water quality in boreal river basins. *Environmental Management*, 42(3), 511–522. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9146-y>
- Karlsson, A., Auer, N., Schulz-Bull, D., & Abrahamsson, K. (2008). Cyanobacterial blooms in the Baltic — A source of halocarbons. *Marine Chemistry*, 110(3–4), 129–139.

<https://doi.org/10.1016/j.marchem.2008.04.010>

Keefe, C. W., Flemer, D. A., & Hamilton, D. H. (1976). Seston Distribution in the Patuxent River Estuary. *Chesapeake Science*, 17(1), 56. <https://doi.org/10.2307/1350578>

KELLY, M. G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, 32(1), 236–242. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00157-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00157-7)

Kemker, C. (2014). *Turbidity, Total Suspended Solids and Water Clarity: Fundamentals of Environmental Measurements*. Fondriest Environmental. Inc.

Khalaf, F. I., Al-Ghadban, A., Al-Saleh, S., & Al-Omran, L. (1982). Sedimentology and mineralogy of Kuwait Bay bottom sediments, Kuwait—Arabian Gulf. *Marine Geology*, 46(1–2), 71–99. [https://doi.org/10.1016/0025-3227\(82\)90152-9](https://doi.org/10.1016/0025-3227(82)90152-9)

Khanna, D. R., Bhutiani, R., & Chandra, K. S. (2009). Effect of the euphotic depth and mixing depth on phytoplanktonic growth mechanism. *International Journal of Environmental Research*, 3(2), 223–228. <https://doi.org/10.22059/IJER.2010.49>

Khatib Zagh, N., & Bachari, N. E. I. (2019). Study of the Toxic Contaminants Cadmium and Lead in Sardines ( *Sardina pilchardus* ) in the Bay of Algiers (Algeria) . *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 28(6), 1–10. <https://doi.org/10.1080/10498850.2019.1628150>

Kheireddine, M. (2014). *Caractéristiques et origines de la variabilité diurne des propriétés optiques*. Université Pierre et Marie Curie.

Khora, S. S. (2015). Marine Dinoflagellates-Associated Human Poisoning. In *Hb25\_Springer Handbook of Marine Biotechnology* (pp. 789–814). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-53971-8\\_33](https://doi.org/10.1007/978-3-642-53971-8_33)

Kirk, J. T. O. (1994). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge university press.

[https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=It5GePwa2EIC&oi=fnd&pg=PR11&dq=Light+and+photosynthesis+in+aquatic+ecosystems&ots=JSwoUU9mKg&sig=URweYMZO\\_27KEA9njSOnUbF5I\\_o#v=onepage&q=Light and photosynthesis in aquatic ecosystems&f=false](https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=It5GePwa2EIC&oi=fnd&pg=PR11&dq=Light+and+photosynthesis+in+aquatic+ecosystems&ots=JSwoUU9mKg&sig=URweYMZO_27KEA9njSOnUbF5I_o#v=onepage&q=Light+and+photosynthesis+in+aquatic+ecosystems&f=false)

Kloiber, S., Brezonik, P. L., & Bauer, M. E. (2002). Application of Landsat imagery to regional-scale assessments of lake clarity. *Water Research*, 36(17), 4330–4340. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00146-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00146-X)

- Kloiber, S., Brezonik, P. L., Olmanson, L., & Bauer, M. E. (2002). A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 82(1), 38–47. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00022-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00022-6)
- Kocaman, O., & Cumaoglu, G. K. (2014). The effect of educational software (DENIS) and games on vocabulary learning strategies and achievement. *Egitim ve Bilim*, 39(176), 305–316. <https://doi.org/10.15390/EB.2014.3704>
- Korichi, H. S. (1988). *Contribution à l'étude biologique de deux espèces de saurels Trachurus Trachurus (Linné, 1758) et Trachurus mediterraneus (Stindachner, 1868) et la dynamique de Trachurus Trachurus (Linné, 1758) en baie de Bou Ismail (Alger)*. ISMAL.
- Korichi, H. S., & Chauvet, C. (1988). *Contribution à l'étude biologique des deux espèces de saurels: Trachurus trachurus (Linné, 1758) et Trachurus mediterraneus (Steindachner, 1868) et de la dynamique de Trachurus trachurus (Linné, 1758) en baie de Bou-Ismaïl (Alger)*. Thèse de Magister. ISMAL. Alger.
- Kosenius, A.-K. (2010). Heterogeneous preferences for water quality attributes: The Case of eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 69(3), 528–538. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.08.030>
- Kouhanestani, Z. M., Roelke, D. L., Ghorbani, R., & Fujiwara, M. (2019). Assessment of Spatiotemporal Phytoplankton Composition in Relation to Environmental Conditions of Gorgan Bay, Iran. *Estuaries and Coasts*, 42(1), 173–189. <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0451-2>
- Kratzer, S, Kowalczyk, P., & Sagan, S. (2017). Bio-optical water quality assessment. In *Biological Oceanography of the Baltic Sea* (pp. 527–545). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0668-2\\_15](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0668-2_15)
- Kratzer, Susanne, Håkansson, B., & Sahlin, C. (2003). Assessing Secchi and Photic Zone Depth in the Baltic Sea from Satellite Data. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(8), 577–585. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.8.577>
- Kuhn, C., Matos, A. De, Ward, N., Loken, L., Oliveira, H., Kampel, M., Stadler, P., Crawford, J., Striegl, R., Vermote, E., Pahlevan, N., & Butman, D. (2019). Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll- a and turbidity. *Remote Sensing of Environment*, 224(July 2018), 104–118. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.023>

- Lalami-Taleb, R. (1971). *Facteurs de répartition verticale du phytoplancton au large d'Alger*. Institut océanographique d'Alger.
- Lamine, S., Petropoulos, G., Brewer, P., Bachari, N.-E.-I., Srivastava, P., Manevski, K., Kalaitzidis, C., & Macklin, M. (2019). Heavy Metal Soil Contamination Detection Using Combined Geochemistry and Field Spectroradiometry in the United Kingdom. *Sensors*, *19*(4), 762. <https://doi.org/10.3390/s19040762>
- Lamine, S., Petropoulos, G. P., Singh, S. K., Szabó, S., Bachari, N. E. I., Srivastava, P. K., & Suman, S. (2018). Quantifying land use/land cover spatio-temporal landscape pattern dynamics from Hyperion using SVMs classifier and FRAGSTATS ®. *Geocarto International*, *33*(8), 862–878. <https://doi.org/10.1080/10106049.2017.1307460>
- Landwehr, J. M., Reel, J. T., Rybicki, N. B., Rubl, H. A., & Carter, V. (1999). *Chesapeake Bay habitat criteria scores and the distribution of submersed aquatic vegetation in the tidal Potomac River and Potomac Estuary, 1983-1997*. DEPARTMENT OF THE INTERIOR WASHINGTON DC.
- Laplace-Treytore, C., Barbe, J., Dutartre, A., Druart, J. C., Rimet, F., & Anneville, O. (2009). Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE. In *CEMAGREF, Groupement de Bordeaux, Unité de Recherche Réseaux, Epuration et Qualité des Eaux. Rapport Version 3.3.1*.
- Lathrop, J. r., & Richard, G. (1992). Landsat Thematic Mapper monitoring of turbid inland water quality. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, *52*, 465–470. <https://ntrs.nasa.gov/search.jsp?R=19920049224>
- Lathrop, R. G., Lillesand, T. M., & Yandell, B. S. (1991). Testing the utility of simple multi-date Thematic Mapper calibration algorithms for monitoring turbid inland waters. *Remote Sensing*, *12*(10), 2045–2063.
- Lavery, P., Pattiaratchi, C., Wyllie, A., & Hick, P. (1993). Water quality monitoring in estuarine waters using the landsat thematic mapper. *Remote Sensing of Environment*, *46*(3), 268–280. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90047-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90047-2)
- Lavoux, T., Guerquin, F., & Marini, K. (2021). La Méditerranée face au changement climatique. *Futuribles*, *4*, 51–63.

- Le Calvé, O. (2002). Propriétés Physiques du Milieu Marin. In *Propriétés physiques du milieu marin*.
- Leakey, R., Archer, S., & Grey, J. (1996). Microbial dynamics in coastal waters of East Antarctica: bacterial production and nanoflagellate bacterivory. *Marine Ecology Progress Series*, 142(1–3), 3–17. <https://doi.org/10.3354/meps142003>
- Leboeuf, A., & Fournier, R. A. (2015). A Multisensor Multiresolution Method for Mapping Vegetation Status, Surficial Deposits, and Historical Fires Over Very Large Areas in Northern Boreal Forests of Quebec, Canada. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8(11), 5199–5211. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2477780>
- Leclaire, L. (1972). La sédimentation holocène sur le versant Méridional du bassin Algéro-Baléares (Précontinent Algérien). *Mémoires Du Muséum National d'histoire Naturelle. Série C, Sciences de La Terre* ; 24, 391. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201300496573>
- Lee, K. H., Jeong, H. J., Kim, H. J., & Lim, A. S. (2017). Nitrate uptake of the red tide dinoflagellate *Prorocentrum micans* measured using a nutrient repletion method: effect of light intensity. *ALGAE*, 32(2), 139–153. <https://doi.org/10.4490/algae.2017.32.5.20>
- Lee, K. H., Jeong, H. J., Kwon, J. E., Kang, H. C., Kim, J. H., Jang, S. H., Park, J. Y., Yoon, E. Y., & Kim, J. S. (2016). Mixotrophic ability of the phototrophic dinoflagellates *Alexandrium andersonii*, *A. affine*, and *A. fraterculus*. *Harmful Algae*, 59, 67–81. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.09.008>
- Lee, K. H., Jeong, H. J., Lee, K., Franks, P. J. S., Seong, K. A., Yeon, S., Joon, M., Hyeon, S., Potvin, E., Suk, A., Young, E., Du, Y., Seon, N., & Young, K. (2019). Effects of warming and eutrophication on coastal phytoplankton production. *Harmful Algae*, 81(January), 106–118. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.11.017>
- Lee, Z., Arnone, R., Boyce, D., Franz, B., Greb, S., Hu, C., Lavender, S., Lewis, M., Schaeffer, B., Shang, S., Wang, M., Wernand, M., & Wilson, C. (2018). Global Water Clarity: Continuing a Century-Long Monitoring. *Eos*, 99. <https://doi.org/10.1029/2018EO097251>
- Lee, Z., Hu, C., Shang, S., Du, K., Lewis, M., Arnone, R., & Brewin, R. (2013). Penetration of UV-visible solar radiation in the global oceans: Insights from ocean color remote sensing. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 118(9), 4241–4255.

<https://doi.org/10.1002/jgrc.20308>

Leira, M., & Sabater, S. (2005). Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. *Water Research*, *39*(1), 73–82.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.08.034>

LEM. (1998). *Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger*.

Leterme, S. C., Seuront, L., & Edwards, M. (2006). Differential contribution of diatoms and dinoflagellates to phytoplankton biomass in the NE Atlantic Ocean and the North Sea.

*Marine Ecology Progress Series*, *312*, 57–65. <https://doi.org/10.3354/meps312057>

Lewis, M. R., Kuring, N., & Yentsch, C. (1988). Global patterns of ocean transparency:

Implications for the new production of the open ocean. *Journal of Geophysical Research*, *93*(C6), 6847. <https://doi.org/10.1029/JC093iC06p06847>

Li, Y, Zhang, Y., Shi, K., Zhu, G., Zhou, Y., Zhang, Y., & Guo, Y. (2017). Monitoring spatiotemporal variations in nutrients in a large drinking water reservoir and their relationships with hydrological and meteorological conditions based on Landsat 8 imagery.

*Science of The Total Environment*, *599–600*, 1705–1717.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.075>

Li, Yizhen, & He, R. (2014). Spatial and temporal variability of SST and ocean color in the Gulf of Maine based on cloud-free SST and chlorophyll reconstructions in 2003–2012. *Remote Sensing of Environment*, *144*, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.019>

Liu, W., Liu, Y., Mannaerts, C. M., & Wu, G. (2007). Monitoring variation of water turbidity and related environmental factors in Poyang Lake National Nature Reserve, China. In P. Gong & Y. Liu (Eds.), *Nature* (Vol. 6754, Issue 129, p. 67541H). <https://doi.org/10.1117/12.764879>

Liu, Y., Islam, M. A., & Gao, J. (2003). Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, *27*(1), 24–43. <https://doi.org/10.1191/0309133303pp357ra>

Lodhi, M. A. (2002). Influence of Bright Bottom Depth on Reflectance from Clear and Turbid Water Bodies. *Geocarto International*, *17*(3), 7–16.

<https://doi.org/10.1080/10106040208542239>

Loisel, H., & Morel, A. (1998). Light scattering and chlorophyll concentration in case 1 waters: A reexamination. *Limnology and Oceanography*, *43*(5), 847–858.

<https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.5.0847>

- Loriot, S., Boutry, S., & Bertrin, V. (2015). Des applications informatiques pour faciliter. *Sciences Eaux & Territoires*, 15. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01140222>
- Luis, K. M. A., Rheuban, J. E., Kavanaugh, M. T., Glover, D. M., Wei, J., Lee, Z., & Doney, S. C. (2019). Capturing coastal water clarity variability with Landsat 8. *Marine Pollution Bulletin*, 145(May), 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.078>
- Lund, J. W. G., Kipling, C., & Le Cren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11(2), 143–170. <https://doi.org/10.1007/BF00007865>
- Luo, B., Minnett, P. J., Gentemann, C., & Szczodrak, G. (2019). Improving satellite retrieved night-time infrared sea surface temperatures in aerosol contaminated regions. *Remote Sensing of Environment*, 223, 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.009>
- Majozi, N. P. (2011). Remote Sensing of Euphotic Depth in Lake Naivasha [University of Twente]. In *Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation*. [https://webapps.itc.utwente.nl/librarywww/papers\\_2011/msc/wrem/majozi.pdf](https://webapps.itc.utwente.nl/librarywww/papers_2011/msc/wrem/majozi.pdf)
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(2), 134–153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- Mao, Y., Wang, S., Qiu, Z., Sun, D., & Bilal, M. (2018). Variations of transparency derived from GOCI in the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Optics Express*, 26(9), 12191. <https://doi.org/10.1364/OE.26.012191>
- Maouche, S. (1987). *Mécanisme hydrosédimentaires en baie d'Alger (Algérie): approche sédimentologique, géochimique et traitement statistique*. Univ. Grenoble.
- Markogianni, V., Kalvas, D., Petropoulos, G. P., & Dimitriou, E. (2018). An appraisal of the potential of Landsat 8 in estimating chlorophyll-a, ammonium concentrations and other water quality indicators. *Remote Sensing*, 10(7), 1–22. <https://doi.org/10.3390/rs10071018>
- Martí-cardona, B., Prats, J., & Niclòs, R. (2019). Enhancing the retrieval of stream surface temperature from Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 224(January), 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.007>
- Masó, M., & Garcés, E. (2006). Harmful microalgae blooms (HAB); problematic and conditions

- that induce them. *Marine Pollution Bulletin*, 53(10–12), 620–630.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.006>
- Masocha, M., Dube, T., Nhiwatiwa, T., & Choruma, D. (2018). Testing utility of Landsat 8 for remote assessment of water quality in two subtropical African reservoirs with contrasting trophic states. *Geocarto International*, 33(7), 667–680.  
<https://doi.org/10.1080/10106049.2017.1289561>
- McCullough, I M. (2012). *Remote Estimation of Regional Lake Clarity with Landsat TM and MODIS Satellite Imagery*. The University of Maine.
- McCullough, Ian M., Loftin, C. S., & Sader, S. A. (2012). Combining lake and watershed characteristics with Landsat TM data for remote estimation of regional lake clarity. *Remote Sensing of Environment*, 123, 109–115. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.006>
- Mcmanus, G. B., & Katz, L. A. (2009). Molecular and morphological methods for identifying plankton : what makes a successful marriage ? *Journal of Plankton Research*, 31(10), 1119–1129. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbp061>
- MiaoI, A., & Wang, W. (2006). Cadmium toxicity to two marine phytoplankton under different nutrient conditions. *Aquatic Toxicology*, 78(2), 114–126.  
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.02.008>
- Mihoubi, M. K., Belkessa, R., & Latreche, M. A. (2014). Study of the Vulnerability of Coastal Areas of the Algerian Basin with the GIS. *International Journal of Environmental Science and Development*, 5(6), 522–526. <https://doi.org/10.7763/IJESD.2014.V5.538>
- Mihoubi, M. K., El-Guizi, T., & Belkessa, R. (2012). Etude Hydro-sédimentaire par Model Numérique de la Circulation des Masses d'Eau dans l'Embouchure d'Oued El-Harrach Study by Hydro-sedimentary Numerical Model of the Circulation of Water Masses in the Mouth. *International Conference in Sediement Transport Modelling in Hydrological Watershed and Rivers*, 14–16.
- Mikhaylov, B. A., & Zolotarev, V. M. (1970). Emissivity of liquid water. *Atmos. Oceanic Phys*, 6, 52.
- Millot, C. (1989). La circulation générale en Méditerranée occidentale : Aperçu de nos connaissances et projets d'études. *Annales de Géographie*, 98(549), 497–515.  
<https://doi.org/10.3406/geo.1989.20925>

- Millot, C., & Taupier-Letage, I. (2005). *Circulation in the Mediterranean Sea, Hdb. Env. Chem., Vol 5 (Part K), 29–66.*
- Min, J., Li, G., Ding, D., Qiao, L., Ma, Y., Yang, G., Zhang, Y., Zhang, L., & Li, S. (2019). Temporal-Spatial Variation of Surface Suspended Matter and Controlling Factors in the Inner Shelf of the East China Sea in Winter. *Journal of Ocean University of China, 18(1), 9–19.* <https://doi.org/10.1007/s11802-019-3534-1>
- Minister de l'environnement. (2004). *Cadastre côtier d'Alger.*
- Miyaguchi, H., Fujiki, T., Kikuchi, T., Kuwahara, V. S., & Toda, T. (2006). Relationship between the bloom of *Noctiluca scintillans* and environmental factors in the coastal waters of Sagami Bay, Japan. *Journal of Plankton Research, 28(3), 313–324.* <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi127>
- Mobley, C. D. (2004). *Light and Water: Radiative transfer in natural waters (vol. 592).* Academic press.
- Moestrup, Ø., Lindberg, K., & Daugbjerg, N. (2009). Studies on woloszynskioïd dinoflagellates IV: The genus *Biecheleria* gen. nov. *Phycological Research, 57(3), 203–220.* <https://doi.org/10.1111/j.1440-1835.2009.00540.x>
- Mooij, C. (2007). Hamma Water Desalination Plant : planning and funding. *Desalination, 203(1–3), 107–118.* <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.006>
- Morán, X. A. G., Taupier-Letage, I., Vázquez-Domínguez, E., Ruiz, S., Arin, L., Raimbault, P., & Estrada, M. (2001). Physical-biological coupling in the Algerian basin (SW Mediterranean): Influence of mesoscale instabilities on the biomass and production of phytoplankton and bacterioplankton. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 48(2), 405–437.* [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(00\)00042-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(00)00042-X)
- Morel, A., & Gentili, B. (2009). The dissolved yellow substance and the shades of blue in the Mediterranean Sea. *Biogeosciences, 6(11), 2625–2636.* <https://doi.org/10.5194/bg-6-2625-2009>
- Morel, Anclré, & Prieur, L. (1977). Analysis of variations in ocean color1. *Limnology and Oceanography, 22(4), 709–722.* <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.4.0709>
- Morel, André. (1988). Optical modeling of the upper ocean in relation to its biogenous matter content (case I waters). *Journal of Geophysical Research, 93(C9), 10749.*

<https://doi.org/10.1029/JC093iC09p10749>

- Morel, André, & Gentili, B. (1993). Diffuse reflectance of oceanic waters II Bidirectional aspects. *Applied Optics*, 32(33), 6864. <https://doi.org/10.1364/AO.32.006864>
- Morel, André, Gentili, B., Claustre, H., Babin, M., Bricaud, A., Ras, J., & Tièche, F. (2007). Optical properties of the “clearest” natural waters. *Limnology and Oceanography*, 52(1), 217–229. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0217>
- Moulfi-El-Houari, L., Ambroise, D., & Mathieu, R. (1999). Distribution des foraminifères benthiques actuels sur la marge continentale Algéroise (Baie De Bou-Ismaïl). *Revue de Micropaléontologie*, 42(4), 315–327. [https://doi.org/10.1016/S0035-1598\(99\)90058-2](https://doi.org/10.1016/S0035-1598(99)90058-2)
- Mouw, C. B., Greb, S., Aurin, D., DiGiacomo, P. M., Lee, Z., Twardowski, M., Binding, C., Hu, C., Ma, R., Moore, T., Moses, W., & Craig, S. E. (2015). Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. *Remote Sensing of Environment*, 160, 15–30. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001>
- Mur, R., Skulberg, O. M., & Utkilen, H. (1999). Cyanobacteria in the Environment. In *Toxic Cyanobacteria in Water* (pp. 31–60). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781482295061-8>
- Murphy, G. I. (1959). Effect of Water Clarity on Albacore Catches. *Limnology and Oceanography*, 4(1), 86–93. <https://doi.org/10.4319/lo.1959.4.1.0086>
- Nanci, D., Espinasse, B., Cohen, B., & Cohen, B. (2001). *Ingénierie des systèmes d’information: Merise: deuxième génération*. Vuibert Paris.
- Narale, D. D., & Anil, A. C. (2017). Spatial distribution of dinoflagellates from the tropical coastal waters of the South Andaman, India: Implications for coastal pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1–2), 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.035>
- Naser, S. S. A. system diagnosing pets, & Al-bayed, M. H. (2015). Detecting Health Problems Related to Addiction of Video Game Playing Using an Expert System. *World Wide Journal of Multidisciplinary Research and Development*, 2(9), 7–12.
- Nazeer, M., Bilal, M., Alsahli, M., Shahzad, M., & Waqas, A. (2017). Evaluation of Empirical and Machine Learning Algorithms for Estimation of Coastal Water Quality Parameters. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(11), 360.

<https://doi.org/10.3390/ijgi6110360>

- Nazeer, M., Nichol, J. E., & Yung, Y.-K. (2014). Evaluation of atmospheric correction models and Landsat surface reflectance product in an urban coastal environment. *International Journal of Remote Sensing*, 35(16), 6271–6291.  
<https://doi.org/10.1080/01431161.2014.951742>
- Neaud-Masson, N. (2015). *Observation et dénombrement du phytoplancton marin par microscopie optique photonique - Spécifications techniques et méthodologiques appliquées au REPHY*. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00292/40293/38736.pdf>
- Nelson, N. B. (2002). Chromophoric DOM in the open ocean. *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*, 547–578.
- Nelson, N. B., Carlson, C. A., & Steinberg, D. K. (2004). Production of chromophoric dissolved organic matter by Sargasso Sea microbes. *Marine Chemistry*, 89(1–4), 273–287.  
<https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.02.017>
- Nelson, S. A. C., Soranno, P. A., Cheruvilil, K. S., Batzli, S. A., & Skole, D. L. (2003). Regional Assessment of lake water clarity using satellite remote sensing. *Journal of Limnology*, 62(SUPPL), 27–32. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2003.s1.27>
- Norjamaki, I., & Tokola, T. (2007). Comparison of atmospheric correction methods in mapping timber volume with multitemporal Landsat images in Kainuu, Finland. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 73(2), 155–163. <https://doi.org/10.14358/PERS.73.2.155>
- Noss, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Nouri, L., Farhi, A., & Monnet, J. (2019). De l'aménagement des promenades de la baie d'Alger à l'évolution des pratiques ludiques. *Enjeux et Société: Approches Transdisciplinaires*, 6(2), 55. <https://doi.org/10.7202/1066693ar>
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>
- Obaton, D., Millot, C., Chabert D'Hières, G., & Taupier-Letage, I. (2000). The Algerian current: comparisons between in situ and laboratory data sets. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 47(11), 2159–2190. <https://doi.org/10.1016/S0967->

- Ogashawara, I., De Alcântara, E. H., Stech, J. L., & Tundisi, J. G. (2014). Cyanobacteria detection in Guarapiranga Reservoir (São Paulo State, Brazil) using Landsat TM and ETM+ images. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 9(2), 224–238. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1327>
- Okaichi, T. (1976). Identification of ammonia as the toxic principle of red tide of *Noctiluca miliaris*. *Bull Plank Soc Jpn*, 23, 75–80.
- Olmanson, L. G., Brezonik, P. L., Finlay, J. C., & Bauer, M. E. (2016). Comparison of Landsat 8 and Landsat 7 for regional measurements of CDOM and water clarity in lakes. *Remote Sensing of Environment*, 185, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.007>
- ONM. (2010). *Pluviometry, sunshine and wind of Bou Ismail bay*.
- Palmer, C. M., & Maloney, T. E. (1954). A new counting chamber slide for nanoplankton. *Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Sp. Publ*, 2.
- Pan, Y., Stevenson, R. J., Hill, B. H., & Herlihy, A. T. (2000). Ecoregions and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(3), 518–540. <https://doi.org/10.2307/1468112>
- Park, J., Jeong, H. J., Yoo, Y. Du, & Yoon, E. Y. (2013). Mixotrophic dinoflagellate red tides in Korean waters: Distribution and ecophysiology. *Harmful Algae*, 30(SUPPL.1), S28–S40. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.10.004>
- Patrick, R. (1971). The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. *Limnology and Oceanography*, 16(2), 405–421. <https://doi.org/10.4319/lo.1971.16.2.0405>
- Pattiaratchi, C., Lavery, P., Wyllie, A., & Hick, P. (1994). Estimates of water quality in coastal waters using multi-date Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 15(8), 1571–1584. <https://doi.org/10.1080/01431169408954192>
- Paulmier, G. (1993). Microplancton des eaux marines et saumâtres de la Guyane et des Antilles françaises. *Etudes et Thèses - Institut Français de Recherche Scientifique Pour Le Développement En Coopération*, 436.
- Paulson, R W. (1975). Use of earth satellite technology or telemetry of hydrometeorological

- station data, Padova, Italy. *International Seminar on Modern Development in Hydrology*, 1–75.
- Paulson, Richard W, & Merk, C. F. (1975). *Performance of the Landsat-Data Collection System in a Total System Context*.
- Peperzak, L. (2003). Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. *Acta Oecologica*, 24(SUPPL. 1), S139–S144. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00009-2](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00009-2)
- Pereira, L. S. F., Andes, L. C., Cox, A. L., & Ghulam, A. (2017). Measuring suspended-sediment concentration and turbidity in the middle Mississippi and lower Missouri rivers using Landsat data 1. *AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION*, 63103, 1–11. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12616>
- Petzold, T. J. (1972). *Volume scattering functions for selected ocean waters*. Scripps Institution of Oceanography La Jolla Ca Visibility Lab. <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/753474.pdf>
- Phlips, E. J., Badylak, S., Lasi, M. A., Chamberlain, R., Green, W. C., Hall, L. M., Hart, J. A., Lockwood, J. C., Miller, J. D., Morris, L. J., & Steward, J. S. (2015). From Red Tides to Green and Brown Tides: Bloom Dynamics in a Restricted Subtropical Lagoon Under Shifting Climatic Conditions. *Estuaries and Coasts*, 38(3), 886–904. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9874-6>
- Pienitz, R., & Vincent, W. F. (2000). Effect of climate change relative to ozone depletion on UV exposure in subarctic lakes. *Nature*, 404(6777), 484. <https://doi.org/10.1038/35006616>
- Platt, T. (2008). *Why ocean colour?: The societal benefits of ocean-colour technology* (Issue 7). International Ocean-Colour Coordinating Group.
- Preisendorfer, R. W. (1961). Application of radiative transfer theory to light measurements in the sea. *Union Geod. Geophys. Inst. Monogr.*, 10, 11–30. <https://ci.nii.ac.jp/naid/10009404988/>
- Preisendorfer, R. W. (1986). Secchi disk science: Visual optics of natural waters1. *Limnology and Oceanography*, 31(5), 909–926. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.5.0909>
- Prescott, L. M., Harley, J. P., Klein, D. A., Bacq-Calberg, C. M., & Dusart, J. (2003). *Microbiologie*. 2ème Édition française. *Éditions De Boeck Université, Bruxelles, Belgique*.
- Prieur, L, & Morel, A. (1975). Relations théoriques entre le facteur de réflexion diffuse de l'eau

de mer, à diverses profondeurs, et les caractéristiques optiques, paper presented at 16th General Assembly. *Union of Geod. and Geophys., Grenoble, France, Aug, 25.*

Prieur, Louis, & Sathyendranath, S. (1981). An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other. *Limnology and Oceanography*, 26(4), 671–689. <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.4.0671>

Prigiek, J., Coste, M., & Bukowska, J. (1996). Les diatomées et les indices diatomiques dans les réseaux de mesure de la qualité des cours d'eau français : historique et avenir. *Bulletin Français de La Pêche et de La Pisciculture*, 69(341–342), 65–79. <https://doi.org/10.1051/kmae:1996006>

Rabehi, W., Guerfi, M., & Mahi, H. (2018). Cartographie de la vulnérabilité des communes de la baie d'Alger. Approche socio-économique et physique de la côte. *Méditerranée. Revue Géographique Des Pays Méditerranéens / Journal of Mediterranean Geography*. 1: <http://journals.openedition.org/mediterranee/8625%0D>

Rahal, F., Benharrats, N., Blond, N., Clappier, A., & Ponche, J. L. (2014). Modelling of air pollution in the area of Algiers City, Algeria. *International Journal of Environment and Pollution*, 54(1), 32. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2014.064049>

Raimbault, P., Coste, B., Boulhadid, M., & Boudjellal, B. (1993). Origin of high phytoplankton concentration in deep chlorophyll maximum (DCM) in a frontal region of the Southwestern Mediterranean Sea (algerian current). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 40(4), 791–804. [https://doi.org/10.1016/0967-0637\(93\)90072-B](https://doi.org/10.1016/0967-0637(93)90072-B)

Rani, M., Kaliraj, S., Ahmed, R., Tripathy, B., Tripathy, B. R., & Pippal, G. S. (2019). A Sediment Dynamic Modelling of Landsat OLI Image for Suspended Sediment Drift Along the Southwest Coast of India. In Springer (Ed.), *Applications and Challenges of Geospatial Technology* (pp. 141–159). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-99882-4\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-99882-4_9)

Ratto, C. F. (1988). Sun-Earth astronomical relationships and the extraterrestrial solar radiation. *Physical Climatology for Solar and Wind Energy. World Scientific Publishin, Singapore*, 56–147.

Rebzani, C., Bellan, G., Bakalem, A., & Romano, J. C. (1997). Cycle annuel du peuplement macrobenthique du port d'Alger. *Oceanologica Acta*, 20(2), 461–477.

- Ren, J., Zheng, Z., Li, Y., Lv, G., Wang, Q., Lyu, H., Huang, C., Liu, G., Du, C., Mu, M., Lei, S., & Bi, S. (2018). Remote observation of water clarity patterns in Three Gorges Reservoir and Dongting Lake of China and their probable linkage to the Three Gorges Dam based on Landsat 8 imagery. *Science of the Total Environment*, 625, 1554–1566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.036>
- Ricard, M. (1987). Atlas du phytoplancton marin volume 2: In *Diatomophycées* (Vol. 2). Editions du Centre national de la recherche scientifique.
- Richards, J. A. (1999). *Remote sensing digital image analysis* (4th Editio, Vol. 3). Springer.
- Richardson, A. J. (2004). Climate Impact on Plankton Ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science*, 305(5690), 1609–1612. <https://doi.org/10.1126/science.1100958>
- Richlen, M. L., Morton, S. L., Jamali, E. A., Rajan, A., & Anderson, D. M. (2010). The catastrophic 2008–2009 red tide in the Arabian gulf region, with observations on the identification and phylogeny of the fish-killing dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides*. *Harmful Algae*, 9(2), 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2009.08.013>
- Ridwan, M. A., Radzi, N. A. M., Ahmad, W. S. H. M. W., Mustafa, I. S., Din, N. M., Jalil, Y. E., Isa, A. M., Othman, N. S., & Zaki, W. M. D. W. (2018). Applications of Landsat-8 Data: a Survey. *International Journal of Engineering & Technology*, 7(4.35), 436. <https://doi.org/10.14419/ijet.v7i4.35.22858>
- Rimet, F. (2012). Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia*, 683(1), 1–24. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0949-0>
- Ritchie, J. C., & Schiebe, F. R. (2000). Water quality. In *Remote Sensing in Hydrology and Water Management* (pp. 287–303). Springer.
- Roesler, C. S., Perry, M. J., & Carder, K. L. (1989). Modeling in situ phytoplankton absorption from total absorption spectra in productive inland marine waters. *Limnology and Oceanography*, 34(8), 1510–1523. <https://doi.org/10.4319/lo.1989.34.8.1510>
- Rolland, A. (2009). *Dynamique Et Diversite Du Phytoplancton Dans Le Reservoir Marne ( Bassin Versant De La Seine )*. Universite de savoie.
- Rolland, C. (1996). L'ingénierie des processus de développement de systèmes: un cadre de référence. *Revue Ingénierie Des Systèmes d'Information, Ed. Hermès*, 4(6).

- Roman, S. (1999). Access database design and programming, second edition. *Computers & Mathematics with Applications*, 38(11–12), 288. [https://doi.org/10.1016/S0898-1221\(99\)91225-7](https://doi.org/10.1016/S0898-1221(99)91225-7)
- Romeu, J. L. (2003). Anderson-Darling: a goodness of fit test for small samples assumptions. *RAC START*. <https://arxiv.org/pdf/1312.6815>.
- Round, F. E., Crawford, R. M., & Mann, D. G. (1990). *Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge university press.
- Roy, D. P., Wulder, M. A., Loveland, T. R., C.E., W., Allen, R. G., Anderson, M. C., Helder, D., Irons, J. R., Johnson, D. M., Kennedy, R., Scambos, T. A., Schaaf, C. B., Schott, J. R., Sheng, Y., Vermote, E. F., Belward, A. S., Bindschadler, R., Cohen, W. B., Gao, F., ... Zhu, Z. (2014). Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, 145, 154–172. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.001>
- Ruddick, K.-G., De Cauwer, V., Park, Y.-J., & Moore, G. (2006). Seaborne measurements of near infrared water-leaving reflectance: The similarity spectrum for turbid waters. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 1167–1179. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.2.1167>
- Ryther, J. H., & Yentsch, C. S. (1957). The Estimation of Phytoplankton Production in the Ocean from Chlorophyll and Light Data1. *Limnology and Oceanography*, 2(3), 281–286. <https://doi.org/10.1002/lno.1957.2.3.0281>
- Saccà, A. (2017). Methods for the estimation of the biovolume of microorganisms: A critical review. *Limnology and Oceanography: Methods*, 15(4), 337–348. <https://doi.org/10.1002/lom3.10162>
- Sarkar, A., Gaitonde, D. C. S., Sarkar, A., Vashistha, D., D'Silva, C., & Dalal, S. G. (2008). Evaluation of impairment of DNA integrity in marine gastropods (*Cronia contracta*) as a biomarker of genotoxic contaminants in coastal water around Goa, West coast of India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(2), 473–482. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.01.006>
- Sarthyendranath, S. (2000). *Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex, waters*. International Ocean-Colour Coordinating Group (IOCCG), Dartmouth, NS, Canada. <https://doi.org/10.25607/OBP-95>
- Sawaya, K. E., Olmanson, L. G., Heinert, N. J., Brezonik, P. L., & Bauer, M. E. (2003).

Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 88(1–2), 144–156.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.04.006>

Scavia, D., Field, J. C., Boesch, D. F., Buddemeier, R. W., Burkett, V., Cayan, D. R., Fogarty, M., Harwell, M. A., Howarth, R. W., Mason, C., Reed, D. J., Royer, T. C., Sallenger, A. H., & Titus, J. G. (2002). Climate change impacts on U.S. Coastal and Marine Ecosystems. *Estuaries*, 25(2), 149–164. <https://doi.org/10.1007/BF02691304>

Scheffer, M. (1997). *Ecology of shallow lakes* (Vol. 22). Chapman & Hall.

[https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=QmNidGvmCZcC&oi=fnd&pg=PR9&dq=+Ecology+of+shallow+lakes+\(Vol.+22\).+&ots=rYCF-fKWJl&sig=7EdFuV4R7EBHRNi\\_5lbJXSZgYhU#v=onepage&q&f=false](https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=QmNidGvmCZcC&oi=fnd&pg=PR9&dq=+Ecology+of+shallow+lakes+(Vol.+22).+&ots=rYCF-fKWJl&sig=7EdFuV4R7EBHRNi_5lbJXSZgYhU#v=onepage&q&f=false)

Schmidt, D., Stal, M., Rohnert, H., Buschmann, F., & Wiley, J. (2000). Pattern-Oriented Software Architecture, Patterns for Concurrent and Networked Objects, Volume 2. In *Wiley* (Vol. 2). John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1080/13581650120105534>

Secchi, P. A. (1864). Relazione delle esperienze fatte a bordo della pontificia pirocorvetta l'Immacolata concezione per determinare la trasparenza del mare; Memoria del P. A. Secchi. *Il Nuovo Cimento*, 20(1), 205–238. <https://doi.org/10.1007/BF02726911>

Serbina, L. O., & Miller, H. M. (2014). *Landsat and water: Case studies of the uses and benefits of Landsat imagery in water resources*. US Department of the Interior, US Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/ofr20141108>

Seridi, H., Ruitton, S., & Boudouresque, C. F. (2007). Is it possible to calibrate the pollution level of the region of Algiers (Mediterranean Sea) by exploiting marine macrophytes? *Comptes Rendus Biologies*, 330(8), 606–614. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2007.05.001>

Shaik, S., Ramesh, H., & Dodamani, B. M. (2019). A GIS topology to detect coastal groundwater potential zones and variation of sea water temperature along west coast of Karnataka. *Asian Journal of Convergence in Technology*, V(I), 1–7.

<http://www.asianssr.org/index.php/ajct/article/view/781>

Shi, K., Zhang, Y., Liu, X., Wang, M., & Qin, B. (2014). Remote sensing of diffuse attenuation coefficient of photosynthetically active radiation in Lake Taihu using MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 140, 365–377. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.09.013>

- Shin, J., Kim, K., Son, Y. B., & Ryu, J. (2018). *Synergistic Effect of Multi-Sensor Data on the Detection of Margalefidinium polykrikoides in the South Sea of Korea*.  
<https://doi.org/10.3390/rs11010036>
- Sicot, J. (2006). *Conception et réalisation d ' un système d ' information sur la formation documentaire – SINFODOC* [Ecole Nationale Supérieure des Sciences de l'Information et des Bibliothèques]. <https://doi.org/https://www.enssib.fr/bibliotheque-numerique/documents/1671-conception-et-realisation-d-un-systeme-d-information-sur-la-formation-documentaire-sinfodoc.pdf>
- Skulberg, O. M. (1996). Terrestrial and limnic algae and cyanobacteria. *A Catalogue of Svalbard Plants, Fungi, Algae and Cyanobacteria*, 198, 383–395.
- Smith, L. M., Engle, V. D., & Summers, J. K. (2006). Assessing water clarity as a component of water quality in Gulf of Mexico estuaries. *Environmental Monitoring and Assessment*, 115(1–3), 291–305. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-6555-3>
- Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C., & Paolini, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment*, 90(4), 434–440.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003>
- Sobrino, J., Coll, C., & Casells, V. (1991). Atmospheric correction for land surface temperature using NOAA-11 AVHRR channels 4 and 5. *Remote Sensing of Environment*, 38(1), 19–34.  
[https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90069-I](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90069-I)
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Peder jensen, J., & Lildal amsinck, S. (2005). Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 616–629. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01040.x>
- Sournia, A. (1986). *Atlas phytoplancton marin: introduction, Cyanophycées, dictyochophycées, dinophycées et raphidophycées*. CNRS.
- Soutenain, J.-F., Delzenne, N., & Burlaud, A. (2017). *DCG 8-Systèmes d'information de gestion Manuel et applications*. Foucher.
- Spitzer, D., & Dirks, R. W. J. (1985). Contamination of the reflectance of natural waters by solar-induced fluorescence of dissolved organic matter. *Applied Optics*, 24(4), 444.  
<https://doi.org/10.1364/AO.24.000444>
- Srir, M., & Berezowska-Azzag, E. (2014). Le concept de « corridors écologiques » en milieu

urbain : enjeux et contraintes d'une approche de requalification environnementale.

*Méditerranée*, 123(123), 57–72. <https://doi.org/10.4000/mediterranee.7537>

Stickney, H. L., Hood, R. R., & Stoecker, D. K. (2000). The impact of mixotrophy on planktonic marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 125(2–3), 203–230.

[https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00181-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00181-7)

Stojanovic, T., Andicoéchéa, C., & Philippe, M. (2007). *Guide pour la mise en œuvre d'un système d'information local littoral*.

Stramski, D., Boss, E., Bogucki, D., & Voss, K. J. (2004). The role of seawater constituents in light backscattering in the ocean. *Progress in Oceanography*, 61(1), 27–56.

<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.07.001>

Stramski, D., & Kiefer, D. A. (1998). Can heterotrophic bacteria be important to marine light absorption? *Journal of Plankton Research*, 20(8), 1489–1500.

<https://doi.org/10.1093/plankt/20.8.1489>

Sun, J., & Liu, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25(11), 1331–1346.

<https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096>

Sun, Z., Leinenkugel, P., Guo, H., Huang, C., & Kuenzer, C. (2017). Extracting distribution and expansion of rubber plantations from Landsat imagery using the C5.0 decision tree method. *Journal of Applied Remote Sensing*, 11(2), 026011. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.026011>

Sweeney, M. (1976). *Pedinomonas Noctilucae* (Prasinophyceae), the flagellate symbiotic in *Noctiluca* (dinophyceae) in southeast Asia 1. *Journal of Phycology*, 460–464.

<https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1976.tb02874.x>

Tarantino, E., Aiello, A., & Caprioli, M. (2011). *The Contribute Of Thermal Information To Map Vulnerability Of Industrial Coastal Areas*.

[https://icaci.org/files/documents/ICC\\_proceedings/ICC2011/Oral Presentations PDF/A3-Mapping from satellite imagery/CO-025.pdf](https://icaci.org/files/documents/ICC_proceedings/ICC2011/Oral Presentations PDF/A3-Mapping from satellite imagery/CO-025.pdf)

Taupier-Letage, I. (1988). *Biodynamique du bassin algérien: estimation de la réponse biologique à certaines structures hydrodynamiques de moyenne échelle par télédétection (AVHRR et CZCS) et mesures in situ* [Aix-Marseille 2]. <https://www.theses.fr/1988AIX22049>

Taupier-Letage, I., Puillat, I., Millot, C., & Raimbault, P. (2003). Biological response to

mesoscale eddies in the Algerian Basin. *Journal of Geophysical Research*, 108(C8), 3245.  
<https://doi.org/10.1029/1999JC000117>

Tavares, M. H., Hugo, A., Cunha, F., Motta-marques, D., Ruhoff, A. L., Cavalcanti, J. R.,  
Fragoso, C. R., Bravo, J. M., Munar, A. M., Fan, F. M., Helena, L., & Rodrigues, R. (2019).  
Comparison of Methods to Estimate Lake-Surface-Water Temperature Using Landsat 7  
ETM + and MODIS Imagery : Case Study of a Large Shallow Subtropical Lake in Southern  
Brazil. *Water*, 11(168), 1–21. <https://doi.org/10.3390/w11010168>

Tepanosayn, G., Muradyan, V., Hovsepyan, A., Minasyan, L., & Asmaryan, S. (2017). A Landsat  
8 OLI Satellite Data-Based Assessment of Spatio-Temporal Variations of Lake Sevan  
Phytoplankton Biomass. *Annals of Valahia University of Targoviste, Geographical Series*,  
17(1), 83–89. <https://doi.org/10.1515/avutgs-2017-0008>

Thronsen, J. (1995). Estimating cell numbers. *Manual on Harmful Marine Microalgae*, 63–80.

Tillmann, U., Krock, B., Alpermann, T. J., & Cembella, A. (2016). Bioactive compounds of  
marine dinoflagellate isolates from western Greenland and their phylogenetic association  
within the genus *Alexandrium*. *Harmful Algae*, 51, 67–80.  
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.11.004>

Tornés, E., Cambra, J., Gomà, J., Leira, M., Ortiz, R., & Sabater, S. (2007). Indicator taxa of  
benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *Annales de Limnologie  
- International Journal of Limnology*, 43(1), 1–11. <https://doi.org/10.1051/limn/2007023>

Torrecilla, E., Stramski, D., Reynolds, R. A., Millán-Núñez, E., & Piera, J. (2011). Cluster  
analysis of hyperspectral optical data for discriminating phytoplankton pigment assemblages  
in the open ocean. *Remote Sensing of Environment*, 115(10), 2578–2593.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.05.014>

Torrecilla, R. E., Piera, F. J., Stramski, D., Reynolds, R., & Millán-Nuñez, E. (2009).  
Identification of phytoplankton pigment assemblages using derivative spectroscopy of  
hyperspectral remote-sensing reflectances. *Program*, 3(1), 80–80. <https://doi.org/2099/8925>

Trees, C. C., Bissett, P. W., Dierssen, H., Kohler, D. D. R., Moline, M. A., Mueller, J. L., Pieper,  
R. E., Twardowski, M. S., & Zaneveld, J. R. V. (2005). Monitoring water transparency and  
diver visibility in ports and harbors using aircraft hyperspectral remote sensing. In M. J.  
DeWeert & T. T. Saito (Eds.), *Photonics for Port and Harbor Security* (Vol. 5780, p. 91).  
International Society for Optics and Photonics. <https://doi.org/10.1117/12.607554>

- Trégouboff, G., & Rose, M. (1957). *Manuel de planctonologie méditerranéenne* *text*.
- Turner Jr, J. F., & Woodham, W. M. (1980). *Evaluation of remote hydrologic data-acquisition systems, west-central Florida*. US Geological Survey,. <https://doi.org/10.3133/wri79102>
- Tyler, J. E. (1968). The Secchi Disc. *Limnology and Oceanography*, *13*(1), 1–6.  
<https://doi.org/10.4319/lo.1968.13.1.0001>
- Uda, M. (1963). Oceanography of the subarctic Pacific Ocean. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, *20*(1), 119–179. <https://doi.org/10.1139/f63-011>
- Udy, J., Gall, M., Longstaff, B., Moore, K., Roelfsema, C., Spooner, D. R., & Albert, S. (2005). Water quality monitoring: a combined approach to investigate gradients of change in the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, *51*(1–4), 224–238.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.048>
- Ulloa, O., Sathyendranath, S., & Platt, T. (1994). Effect of the particle-size distribution on the backscattering ratio in seawater. *Applied Optics*, *33*(30), 7070.  
<https://doi.org/10.1364/AO.33.007070>
- USGS. (2020). Landsat- Earth observation satellites : imaging the earth since 1972. In *U.S. Geological Survey* (Issues 2015–3081). <https://doi.org/10.3133/fs20153081>
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *SIL Communications, 1953-1996*, *9*(1), 1–38. <https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>
- Vadrucci, M. R., Cabrini, M., & Basset, A. (2007). Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of mediterranean ecoregion. *Transitional Waters Bulletin*, *1*(2), 83–102. <https://doi.org/10.1285/i1825229Xv1n2p83>
- Vast, E., Kesse, G. ., Chakib, S., Boch, J., Boguszewski, G., & Grémillet, D. (2014). *Application de comptage et de recensement pour les inventaires avifaunes*. 9.  
[https://drone.teledetection.fr/articles/Vas\\_logiciel de comptage.pdf](https://drone.teledetection.fr/articles/Vas_logiciel_de_comptage.pdf)
- Vermote, E., Justice, C., Claverie, M., & Franch, B. (2016). Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment*, *185*, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008>
- Vincent, R. K., Qin, X., McKay, R. M. L., Miner, J., Czajkowski, K., Savino, J., & Bridgeman, T. (2004). Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial

blooms in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment*, 89(3), 381–392.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.10.014>

Vingiani, G. M., Štālberga, D., De Luca, P., Ianora, A., De Luca, D., & Lauritano, C. (2020). De novo Transcriptome of the Non-saxitoxin Producing *Alexandrium tamutum* Reveals New Insights on Harmful Dinoflagellates. *Marine Drugs*, 18(8), 386.

<https://doi.org/10.3390/md18080386>

Vlassova, L., & Pérez-Cabello, F. (2016). Effects of post-fire wood management strategies on vegetation recovery and land surface temperature (LST) estimated from Landsat images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 44, 171–183.

<https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.08.011>

Volpe, V., Silvestri, S., & Marani, M. (2011). Remote sensing retrieval of suspended sediment concentration in shallow waters. *Remote Sensing of Environment*, 115(1), 44–54.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.013>

Voss, K. J., & Ackleson, S. G. (1996). Ocean Optics Revisited. *Optics and Photonics News*, 7(11), 31. <https://doi.org/10.1364/OPN.7.11.000031>

Wang, F., Han, L., Kung, H., & Van Arsdale, R. B. (2006). Applications of Landsat-5 TM imagery in assessing and mapping water quality in Reelfoot Lake, Tennessee. *International Journal of Remote Sensing*, 27(23), 5269–5283.

<https://doi.org/10.1080/01431160500191704>

Wang, L., Lin, X., Goes, J. I., & Lin, S. (2016). Phylogenetic Analyses of Three Genes of *Pedinomonas noctilucae*, the Green Endosymbiont of the Marine Dinoflagellate *Noctiluca scintillans*, Marsupiomonadales (Chlorophyta, Pedinophyceae) under the Reinstated Name *Protoeuglena noctilucae*. *Annals of Anatomy*, 167(2), 205–216.

<https://doi.org/10.1016/j.protis.2016.02.005>

Wang, W.-X., Dei, R. C. H., & Hong, H. (2005). Seasonal study on the Cd, Se, and Zn uptake by natural coastal phytoplankton assemblages. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(1), 161. <https://doi.org/10.1897/04-125R.1>

Watanabe, S. (2011). *La couleur de l'eau et la transmission de la lumière dans les écosystèmes lacustre*. Université de Laval.

Watanabe, S., Laurion, I., Chokmani, K., Pienitz, R., & Vincent, W. F. (2011). Optical diversity

of thaw ponds in discontinuous permafrost: A model system for water color analysis.

*Journal of Geophysical Research*, 116(G2), G02003. <https://doi.org/10.1029/2010JG001380>

Watts, P. D., Allen, M. R., & Nightingale, T. J. (1996). Wind Speed Effects on Sea Surface Emission and Reflection for the Along Track Scanning Radiometer. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 13(1), 126–141. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(1996\)013<0126:WSEOSS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(1996)013<0126:WSEOSS>2.0.CO;2)

Wei, J., Lee, Z., Garcia, R., Zo, L., Armstrong, R. A., Shang, Z., Sheldon, P., & Chen, R. F. (2018). An assessment of Landsat-8 atmospheric correction schemes and remote sensing reflectance products in coral reefs and coastal turbid waters. *Remote Sensing of Environment*, 215(May), 18–32. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.05.033>

Wei, J., Lee, Z., Shang, S., & Yu, X. (2019). Semi-analytical derivation of phytoplankton, CDOM and detritus absorption coefficients from the Landsat 8/OLI reflectance in coastal waters. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. <https://doi.org/10.1029/2019JC015125>

Weismiller, R. A., Kristof, S. J., Scholz, D. K., Anuta, P. E., & Momin, S. A. (1977). Change Detection in Coastal Zone Environments. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 43(12), 1533–1539. [https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1977journal/dec/1977\\_dec\\_1533-1539.pdf](https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1977journal/dec/1977_dec_1533-1539.pdf)

Wells, M. L., Trainer, V. L., Smayda, T. J., Karlson, B. S. O., Trick, C. G., Kudela, R. M., Ishikawa, A., Bernard, S., Wulff, A., Anderson, D. M., & Cochlan, W. P. (2015). Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, 49, 68–93. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.07.009>

Weng, Q., Lu, D., & Schubring, J. (2004). Estimation of land surface temperature–vegetation abundance relationship for urban heat island studies. *Remote Sensing of Environment*, 89(4), 467–483. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.11.005>

Woodhouse, I. H. (2006). Radar Remote Sensing of Planetary Surfaces. *The Photogrammetric Record*, 21(114), 183–184. [https://doi.org/10.1111/j.1477-9730.2006.00375\\_4.x](https://doi.org/10.1111/j.1477-9730.2006.00375_4.x)

Xi, H., & Zhang, Y. (2011). Total suspended matter observation in the Pearl River estuary from in situ and MERIS data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 177(1–4), 563–574. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1657-3>

Xing, Q., Chen, C., & Shi, P. (2006). Method of integrating landsat-5 and landsat-7 data to

- retrieve sea surface temperature in coastal waters on the basis of local empirical algorithm. *Ocean Science Journal*, 41(2), 97–104. <https://doi.org/10.1007/BF03022414>
- Yadav, S., Yamashiki, Y., Susaki, J., Yamashita, Y., & Ishikawa, K. (2019). Chlorophyll estimation of Lake water and coastal water using Landsat-8 and Sentinel-2a satellite. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLII(March), 12–14. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-3-W7-77-2019>
- Yang, K., Yu, Z., Luo, Y., Yang, Y., Zhao, L., & Zhou, X. (2017). Spatial and temporal variations in the relationship between lake water surface temperatures and water quality - A case study of Dianchi Lake Science of the Total Environment Spatial and temporal variations in the relationship between lake water surface te. *Science of the Total Environment*, 624(December). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.119>
- Yoshida, M., Laleg, A., & Slimani, B. (2006). Sediment and Water Contamination with Mercury Caused by Industrial Waste and Waste Water in Oued El Harrach, Alger. *第17回廃棄物学会研究発表会講演論文集*, 97–99.
- Zanter, K. (2015). *Landsat 8 (L8) Data Users Handbook* (USGS (ed.); LSDS-1574, Vol. 8, Issue June). Department of the interior U.S Geological Survey.
- Zelle, H., Appeldoorn, G., Burgers, G., & van Oldenborgh, G. J. (2004). The relationship between sea surface temperature and thermocline depth in the eastern equatorial Pacific. *Journal of Physical Oceanography*, 34(3), 643–655. <https://doi.org/10.1175/2523.1>
- Zhai, L., Platt, T., Tang, C., Sathyendranath, S., & Walne, A. (2013). The response of phytoplankton to climate variability associated with the North Atlantic Oscillation. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 93, 159–168. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.04.009>
- Zhang, Yibo, Zhang, Y., Shi, K., Zha, Y., Zhou, Y., & Liu, M. (2016). A Landsat 8 OLI-Based, Semianalytical Model for Estimating the Total Suspended Matter Concentration in the Slightly Turbid Xin'anjiang Reservoir (China). *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9(1), 398–413. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2509469>
- Zhang, Yunlin, Shi, K., Liu, X., Zhou, Y., & Qin, B. (2014). Lake Topography and Wind Waves Determining Seasonal-Spatial Dynamics of Total Suspended Matter in Turbid Lake Taihu,

China: Assessment Using Long-Term High-Resolution MERIS Data. *PLoS ONE*, 9(5), e98055. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098055>

Zhao, D., Cai, Y., Jiang, H., Xu, D., Zhang, W., & An, S. (2011). Estimation of water clarity in Taihu Lake and surrounding rivers using Landsat imagery. *Advances in Water Resources*, 34(2), 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2010.08.010>

Zhu, X., Mao, S., Sun, Y., Jia, G., Wu, N., & Yan, W. (2019). Long chain diol index (LDI) as a potential measure to estimate annual mean sea surface temperature in the northern South China Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 221, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.012>

Zonneveld, K. A. F., & Pospelova, V. (2015). A determination key for modern dinoflagellate cysts. *Palynology*, 39(3), 387–409. <https://doi.org/10.1080/01916122.2014.990115>

## Annexes

**Tableau 1.** Les images utilisées pour la modélisation de la température de surface dans la baie de Bou-Ismail.

<b>Dates des Images traitées</b>	<b>Capteurs</b>	<b>Dates des Images traitées</b>	<b>Capteurs</b>	<b>Dates des Images traitées</b>	<b>Capteurs</b>
27/05/1984	TM	21/01/2005	ETM	01/07/2014	OLI
16/09/1984	TM	09/02/2006	ETM	24/12/2014	OLI
27/03/1985	TM	19/07/2006	ETM	09/01/2015	OLI
12/04/1985	TM	11/01/2007	ETM	21/08/2015	OLI
01/03/1987	TM	28/02/2007	ETM	29/08/2015	OLI
24/08/1987	TM	20/06/2007	ETM	22/09/2015	OLI
09/09/1987	TM	03/04/2008	ETM	16/10/2015	OLI
20/11/1990	TM	09/08/2008	ETM	09/11/2015	OLI
29/07/1995	TM	21/03/2009	ETM	11/12/2015	OLI
14/08/1995	TM	08/05/2009	ETM	27/12/2015	OLI
15/03/1998	TM	24/05/2009	ETM	05/02/2016	OLI
05/11/1999	ETM	13/09/2009	ETM	13/02/2016	OLI
25/02/2000	ETM	16/11/2009	ETM	24/03/2016	ETM
06/10/2000	ETM	12/06/2010	ETM	17/04/2016	OLI
11/02/2001	ETM	31/08/2010	ETM	03/05/2016	OLI
16/04/2001	ETM	02/10/2010	ETM	19/05/2016	OLI
21/05/2002	ETM	07/02/2011	ETM		
15/12/2002	ETM	28/04/2011	ETM		
05/03/2003	ETM	25/01/2012	ETM		
06/04/2003	ETM	19/07/2012	ETM		
12/08/2003	ETM	04/08/2012	ETM		
11/06/2004	ETM	02/10/2013	OLI		
13/07/2004	ETM	03/11/2013	OLI		
18/11/2004	ETM	06/01/2014	OLI		
04/12/2004	ETM	23/02/2014	OLI		
05/01/2005	ETM	11/03/2014	OLI		

**Tableau 2.** Listes des liens associations au niveau du model.

<b>Association</b>	<b>Entité</b>	<b>Cardinalate</b>
Corresponds	Campagne	1,n
Hold	Campagne	1,n
Includes	Campagne	1,n
Belongs	Counting_information	1,n
Corresponds	Counting_information	1,1
Relates	Counting_information	1,n
takes	geometric_shape	1,n
Concerns	Physico_chemical parameters	1,1
Contains	Physico_chemical parameters	1,1
Belongs	Phytoplankton_Species	1,1
Enumerate	Phytoplankton_Species	1,1
Identify	Phytoplankton_Species	1,1
takes	Phytoplankton_Species	1,1
Enumerate	Phytoplankton_taxonomy	1,1
Concerns	Project	1,n
Hold	Project	1,n
Contains	Stations	1,n
Identify	Stations	1,n
Includes	Stations	1,1
Relates	Stations	1,n

**Tableau 3.** Listes Les Entités entités utilisés niveau du modèle pour la base de données marisoft.

Nom	Code	Parent
Campagne	CAMPAGNE	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'
Counting_information	CONT_INF	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'
geometric_shape	GEOMETRIC_SHAPE	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'
Physico_chemical parameters	PCP	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'
Phytoplankton_Species	PHYTOPLANKTON_SPECIES	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'
Phytoplankton_taxonomy	PHYTOPLANKTON_TAXONOMY	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'
Project	CPRP	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'
Stations	STATIONS	Modèle Conceptuel de Données 'MCD'

**Tableau 4.** List of entity identifiers

Name	Code	Parent
ID_Stations	ID_ST	Entité 'Physico_chemical parameters'
ID_project	ID_PRO	Entité 'Project'
ID_station	ID_ST	Entité 'Stations'
ID_stations	ID_ST	Entité 'Phytoplankton_Species'
SP_ID	SP_ID	Entité 'Phytoplankton_taxonomy'
Name	NAME	Entité 'geometric_shape'

Zone	ZONE	Entité 'Campagne'
ID_Station	ID_ST	Entité 'Counting_information'
Number	NUMBER	Entité 'Counting_information'

**Tableau 5.** Liste des données Informations au niveau du modèle

Name	Code	Data Type
a	A	Numérique
a1	A1	Numérique
a2	A2	Numérique
a3	A3	Numérique
a4	A4	Numérique
Algal Bloom	ALGAL_BLOOM	Booléen
And time of sampling	AND_TIME_OF_SAM	Heure
And_time_sampling	ATS	Heure
Area	AREA	Numérique
Area photos	PHTO	Numérique
Area_size	AREA_SIZE	Texte
Author_s	AUTHOR_S	Texte
b	B	Numérique
b1	B1	Numérique
b2	B2	Numérique
b3	B3	Numérique
b4	B4	Numérique
Biovolum	BIOVOLUM	Numérique
boat_name	BN	Texte
c	C	Numérique

c1	C1	Numérique
c2	C2	Numérique
Chlorophylle	CHL	Numérique
Class	CLASS	Texte
Current speed	CUR_SP	Numérique
Date	DATE	Date
Dilution factor	DILUTION_FACTOR	Numérique
Dissolve oxygene	D_OXYG	Numérique
Distribution	DISTRIBUTION	Texte
Duration	ORGN	Texte
Environment	ENVIRONMENT	Texte
Family	FAMILY	Texte
Feeding	FEEDING	Texte
Genus	GENUS	Texte
Head of mission	HEAD_OF_MISSION	Caractère long (30)
Head of missoion	HEAD_OF_MISSOION	Caractère long (30)
Head_of_Mission	HOM	Texte
ID station	ID_STATION	Texte (15)
ID_project	ID_PRO	Texte
ID_station	ID_ST	Texte
Infrakingdom	INFRAKINGDOM	Texte
Infraphylum	INFRAPHYLUM	Texte
Kingdom	KINGDOM	Texte
Latitude	LAT	Numérique

Length_µm	LENGTH_	Texte
Longitude	LONG	Numérique
Magnification	MAGNIFICATION	Texte
mean_sp_biovolum	MEAN_SP_BIOVOLUM	Numérique
Measuring_depth	MEASURING_DEPTH	Numérique
Microscope carracteristics	MICROSCOPE_CARRAC TERISTICS	Texte
Name	NAME	Texte
Name-Of-Project	NAME_OF_PROJECT	Texte
Number	NUMBER	Numérique
Operator(s)	OPERATOR_S_	Caractère long (30)
Operators	OPERATORS	Texte
Order	ORDER	Texte
Organisation	ORGANISATION	Texte
Organization	ORGANIZATION	Texte
pH	PH	Numérique
Photos_sp	PHOT	Image
Phylum	PHYLUM	Texte
Phytoplankton	PHYTOPLANKTON_	Booléen
Reference_and_citation	REFERENCE_AND_CIT ATION	Texte
Remark	REMARK	Texte
Salinity	SAL	Numérique
Samplig_type	SAMPTY	Texte

Sampling date	SAMPLING_DATE	Date
Secchi_Disc_depth	SDD	Numérique
Sediment	SEDIMENT	Booléen
sedimented volume	SEDIMENTED_VOLUM E	Texte
Shape_name	SHAPE_NAME	Numérique
SP_ID	SP_ID	Texte
Species	SPECIES	Texte
Start date of treatment	START_DATE_OF_TRE ATMENT	Date
Start time of sampling	START_TIME_OF_SAM	Heure
Start_time_sampling	STS	Heure
Subkingdom	SUBKINGDOM	Texte
Subphylum	SUBPHYLUM	Texte
Suspended particul matter	SPM	Numérique
Synonyme	SYNONYME	Texte
température	TEMP	Numérique
Tidal range	TIDAL_RANGE	Booléen
Tidal_range	TR	Booléen
Total number of individuals	TOTAL_NUMBER_OF_I NDIVIDUALS	Numérique
Turbidity	TURB	Numérique
Viscosity	VISC	Numérique
Water	WATER	Booléen
Water surface	WATER_SURFACE	Caractère long (30)

Wather_conditions	WC	Texte
Wave height (m)	WAVE_HEIGHT__M_	Numérique (30)
Wave_height	WAVE_HEIGHT_	Numérique
weather	WEATHER	Caractère long (30)
Width_μm	WIDTH_M	Texte
wind	WIND	Caractère long (30)
Zone	ZONE	Texte