



Université d'Oran 2
Institut de Maintenance et de Sécurité Industrielle

THESE

Pour l'obtention du diplôme de Doctorat « L.M.D »
En Sécurité Industrielle et Environnement

**Contribution à l'étude de la pollution et la sécurité
du pôle industriel d'Arzew**

Présentée et soutenue publiquement par :
Mr. TIRES Hachemi

Devant le jury composé de :

LOUNIS Zoubida	Professeur	Université d'Oran 2	Présidente
HEBBAR Chafika	Professeur	Université d'Oran 2	Rapporteuse
MEZALI Karim	Professeur	UMAB-Mostaganem	Examineur
BELHOUCINE Fatma	Professeur	USTO-MB	Examinatrice
LEBSIR Hayat	Professeur	Université d'Oran 2	Examinatrice

Année Universitaire : 2021/2022

Remerciements

Une thèse, est un travail de longue endurance ; c'est une période où on se pose beaucoup de questions et où on est souvent face à des obstacles techniques et intellectuels. Les solutions sont rarement simples et linéaires ; mais avec l'aide des personnes passionnées dans leurs projets et leurs spécialités, on peut franchir ces barrières et faire de bonnes découvertes. Ces années de travail de ma thèse à l'Institut de Maintenance et de Sécurité Industrielle (IMSI) m'ont permis de développer des qualités et des compétences intéressantes. Je remercie tous ceux et celles qui m'ont aidé à la réalisation de cette thèse et qui m'ont permis d'en arriver là.

Quelques mots de remerciements sont bien peu au regard de toute l'aide que j'ai reçu pour la réalisation de cette thèse. Il y a ceux qui m'ont aidé dans les expérimentations, ceux qui m'ont aidé à traiter les résultats ou statistiques ; ceux qui m'ont supporté. Cette thèse, pour moi, fut un beau et long voyage, quelquefois semé des obstacles, mais où j'ai toujours trouvé de l'aide.

Les recherches qui ont fait l'objet de cette thèse ont été réalisées dans le Laboratoire Ingénierie de la Sécurité Industrielle et du Développement Durable (LISIDD) de l'IMSI de l'université Oran2 Mohamed Ben Ahmed. Le sujet s'inscrit dans le cadre du projet de thèse de doctorat LMD.

C'est avec un grand plaisir que je saisis, l'occasion offerte par l'achèvement de ma thèse de doctorat pour remercier vivement, en premier lieu, mon encadreur Madame le **Professeur HEBBAR Chafika**, qui a dirigé ce travail pas à pas, avec beaucoup d'attention, de patience et d'intérêt. Elle m'a fait bénéficier durant ces années de ses conseils et de sa très grande compétence. Je tiens à lui exprimer toute ma reconnaissance pour la confiance qu'elle m'a témoignée et pour son soutien dans les moments difficiles et merci pour votre confiance et l'autonomie que vous m'avez laissé dès le début de mon travail. MILLES MERCIS MON PROFESSEUR.

De même, un grand merci aux membres du jury de ma thèse qui ont accepté la lourde tâche de juger ce travail et qui ont fait un long déplacement pour assister à ma soutenance. Je les remercie bien pour le temps passé à la lecture de mes travaux et à la rédaction des rapports, pour l'intérêt porté à mon travail de thèse de doctorat.

Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements à Madame **Professeur LOUNIS Zoubida**, directrice du Laboratoire d'Ingénierie de la Sécurité Industrielle et du Développement Durable (LISIDD), pour son soutien et ses conseils, et avoir accepté de présider le jury de ma thèse.

Je remercie vivement le **Professeur MEZALI Karim**, Directeur du laboratoire Protection, Valorisation des Ressources Marines Côtières et Systématique Moléculaire (PVRMCSM) de l'Université de Mostaganem pour avoir accepté d'examiner ce modeste travail. Je le remercie d'avoir fait le déplacement à Oran pour assister à ma soutenance. L'occasion m'est offerte pour lui témoigner toute ma gratitude.

Je suis également honoré par la présence dans le jury de ma thèse de doctorat, de Madame **Professeur BELHOUCINE Fatma**, Professeur à l'Université des Sciences technologiques d'Oran/Mohamed Boudiaf. Je la remercie d'avoir accepté de juger ce travail et d'apporter ses remarques pertinentes.

Mes grands remerciements à Madame **Professeur LEBSIR Hayet**, pour ses conseils, ses orientations, son aide psychologique. J'ai beaucoup appris à ses côtés durant toutes ces années de préparation, Merci Professeur d'avoir accepté d'être membre du jury de ma thèse.

Je tiens également à remercier Monsieur le **Professeur ROUANE-HACENE Omar**, pour son aide et pour avoir partagé avec nous ses connaissances du milieu marin côtier algérien et ses connaissances en analyse statistique.

Je tiens à remercier profondément mon collègue **Docteur GUETARNI Islam Hadj Mohamed**, pour son aide, sa et sa disponibilité.

Je tiens à remercier chaleureusement Madame **Houaria**, technicienne au niveau du Laboratoire de Réseau de Surveillance Environnementale (LRSE) pour son aide, sa sympathie et sa disponibilité.

Je tiens aussi à remercier toutes les personnes qui m'ont aidé à la réussite des prélèvements des moules, dans les deux sites choisis pour étude.

Je remercie également les ingénieurs de laboratoire du complexe GL2z, et les ingénieurs de la raffinerie d'Arzew qui m'ont aidé à réaliser les différents types d'analyses.

Mes remerciements les plus sincères s'adressent aussi à l'ensemble du personnel (Enseignant et administratif) de l'Institut de Maintenance et de Sécurité Industrielle, à tous mes collègues et à tous mes amis.

J'espère n'avoir oublié personne, et si c'est le cas que j'en sois pardonné.

Dédicaces

*Avant tout, je remercie notre Dieu, ALLAH, le Miséricordieux, l'Unique, le tout
Puissant ... pour sa protection et son guide.*

A mes parents, qui sont présents à chaque étape, toujours là à m'encourager.

A ma femme et ma fille « Aya ».

A ma famille et ma belle-famille.

*Je souhaite également remercier tous mes amis de mon parcours universitaire
avec qui j'ai vécu des moments inoubliables principalement
« Fodil, Zakaria et Brahim ».*

*Sans oublier, J'associe l'expression de ma reconnaissance à toutes les personnes
qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de cette thèse ;
Merci à tous ceux que je n'ai pas cité ici mais à qui je pense quand même !!!*

« Contribution à l'étude de la pollution et la sécurité du pôle industriel d'Arzew »

Résumé :

Le golfe industriel d'Arzew est doté de plusieurs complexes et usines pétrochimiques doués de plusieurs activités et productions industrielles. L'objectif de ce travail de recherche est relatif à l'étude de la pollution et la sécurité du pôle industriel d'Arzew. Des analyses des eaux de rejet générées du complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel, ciblant quatre points de prélèvements : Purge de la chaudière (E1), Conduite de rejets des eaux huileuses des trains de liquéfaction du gaz naturel (E2), Quai de chargement (E3), Canal de rejet général (E4), ont été réalisés au cours de l'année 2016. Les résultats de leur analyse physicochimique (température, pH, MES, DBO₅, DCO) ont enregistré des valeurs élevées de température et de pH dans le site (E1), de DBO₅ et de MES dans les sites (E2, E3 et E4). Par ailleurs, leur analyse métallique (Cd, Cu, Cr, Ni, Fe, Mn, Pb, Hg) a enregistré une élévation du fer pendant les mois (février, mars, avril) dans le site (E1), du nickel et du manganèse pendant le mois d'avril dans tous les sites. La bioaccumulation de cinq métaux traces (Pb, Zn, Ni, Fe, Cu) a été effectuée à travers une espèce d'invertébrés marins, la moule : *Mytilus galloprovincialis*, bioindicatrice de la pollution marine, et est récoltée dans deux sites : le complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel (Site pollué : S1) et Oued Elma Kristel (Site témoin : S2), durant les quatre saisons de l'année 2016. L'échantillonnage a porté sur un effectif de 400 moules de longueur totale variant de 2 à 8 cm. L'analyse statistique a révélé une contamination significative par le nickel, fer et cuivre en été ; zinc en hiver et plomb en automne. En revanche, le site S2 a aussi enregistré une contamination en plomb et zinc. La bioaccumulation des métaux traces choisis a révélé une variation mensuelle et saisonnière spécifique. Les résultats ont révélé l'existence d'une relation entre la pollution marine et les rejets industriels et urbains. L'étude de danger sur le bac stockage de la gazoline au niveau du complexe de liquéfaction de gaz naturel a été achevée par application de deux méthodes d'analyse de risques (APR, HAZOP). Une modélisation de quelques effets de phénomènes dangereux suite à une rupture catastrophique du bac de stockage de gazoline est réalisée par le logiciel PHAST (version 7.1). Les résultats enregistrés révèlent un diamètre maximum dû à l'explosion qui s'étale de 2166,63m jusqu'à 5859,55m, une masse inflammable d'explosion estimée à 257662 Kg pour une surpression de 0.02 bar à 5D et un temps d'inflammation très rapide 88,8414 secondes.

Mots clés : Bioaccumulation, Effluents industriels, ETM, EDD, Gazoline, *Mytilus galloprovincialis*, Pollution marine, Paramètres physicochimiques, PHAST, Complexe de liquéfaction du gaz naturel, Golfe d'Arzew, Kristel.

« Contribution to Study of pollution and Safety of the Industrial Pole of Arzew »

Abstract :

The industrial gulf of Arzew has several petrochemical complexes and factories endowed with several industrial activities and productions. The objective of this research work is related to the study of pollution and safety of the industrial pole of Arzew. The Analyzes of waste water generated from the natural gas liquefaction industrial complex, targeting four sampling points: Boiler purge (E1), Oily water discharge pipe from natural gas liquefaction trains (E2), Loading dock (E3), General rejection channel (E4), were made in the year 2016. The results of their physicochemical analysis (temperature, pH, SS, BOD5, COD) recorded high values of temperature and pH in the site (E1), of BOD5 and of SS in the sites (E2, E3 and E4). In addition, their metallic analysis (Cd, Cu, Cr, Ni, Fe, Mn, Pb, Hg) recorded an increase in iron during the months (February, March, April) in the site (E1), nickel and manganese during the month of April at all sites. The bioaccumulation of five trace metals (Pb, Zn, Ni, Fe, Cu) was carried out through a species of marine invertebrates, the mussel: *Mytilus galloprovincialis*, bioindicator of marine pollution, and is collected in two sites: the complex natural gas liquefaction industrial plant (polluted site: S1) and Oued Elma Kristel (control site: S2), during the four seasons of 2016. Sampling involved 400 mussels with a total length varying from 2 to 8cm.

Statistical analysis revealed significant contamination by nickel, iron and copper in summer; zinc in winter and lead in autumn. On the other hand, site S2 also recorded lead and zinc contamination. The bioaccumulation of the selected trace metals revealed a specific monthly and seasonal variation. The results revealed the existence of a relationship between marine pollution and industrial and urban discharges. The hazard study on the gasoline storage tank at the natural gas liquefaction complex was completed by applying two risk analysis methods (APR, HAZOP). A modeling of some effects of dangerous phenomena following a catastrophic rupture of the gasoline storage tank is carried out by PHAST software (version 7.1). The results recorded reveal a maximum diameter due to the explosion, which ranges from 2166.63m to 5859.55m, an inflammable mass of explosion estimated at 257662 Kg for an overpressure of 0.02 bar at 5D and a time of very fast ignition 88.8414 seconds.

Key words: Bioaccumulation, Industrial Effluents, ETM, EDD, Gasoline, *Mytilus galloprovincialis*, Marine Pollution, Physicochemical Parameters, PHAST, Natural Gas Liquefaction Complex, gulf of Arzew, Kristel.

"المساهمة في دراسة التلوث والأمن بالقطب الصناعي بأرزيو"

الملخص:

يوجد في خليج أرزيو الصناعي العديد من المجمعات والمصانع البتروكيمياوية التي تتمتع بالعديد من الأنشطة والإنتاج الصناعي. يتعلق هدف هذا البحث بدراسة تلوث القطب الصناعي في أرزيو وسلامته. تستهدف تحقيقات عينات مياه الصرف الناتجة عن المجمع الصناعي لتمييع الغاز الطبيعي أربع نقاط نذكر منها: تطهير الغلاية (E1) وأنابيب تصريف المياه الزيتية من قطارات تمييع الغاز الطبيعي (E2) ورصيف التحميل (E3) وقناة التفريغ العامة (E4) لعام 2016 سجلت نتائج تحليلهم الفيزيائي والكيميائي (درجة الحرارة، درجة الحموضة، DCO، MES، DBO5) قيما عالية لدرجة الحرارة ودرجة الحموضة في الموقع (E1)، و MES و DBO5 في المواقع الثلاثة (E3, E2, E1)، بالإضافة الى ذلك، سجل تحليلهم المعدني (الكاديوم، النحاس، الكروم، النيكل، الحديد، المنغنيز، الرصاص، الزئبق) زيادة في الحديد خلال الأشهر الثلاثة (فبراير، مارس، أبريل) في الموقع (E1) و النيكل و المنغنيز خلال شهر أبريل في جميع المواقع. تم اجراء التراكم الحيوي لخمسة معادن أثرية: (النحاس، الكروم، النيكل، الحديد، الرصاص، الزنك) من خلال نوع من اللافقاريات البحرية: بلح البحر (*Mytilus galloprovincialis*)، مؤشر بيولوجي للتلوث البحري تم جمعها في موقعين: تمييع الغاز الطبيعي المعقد للمصنع الصناعي (الموقع الملوث: S2) وواد الما/كريشنتل (موقع التحكم: S1) خلال المواسم الأربعة لعام 2016. شمل أخذ العينات 400 بلح البحر يتراوح طولها من 2 الى 8سم. أظهر التحليل الإحصائي وجود تلوث كبير بالنيكل والحديد والنحاس في موسم الصيف، الزنك في الشتاء والرصاص في الخريف. من ناحية أخرى سجل الموقع (S1) تلوثا بالرصاص و الزنك أيضا. كشف التراكم البيولوجي للمعادن اختلافا شهريا وموسميا محددًا. كشفت النتائج عن وجود علاقة بين التلوث البحري والتصريفات الصناعية والعمرانية. تم الانتهاء من دراسة المخاطر على خزان تخزين البنزين في مجمع تمييع الغاز الطبيعي من خلال تطبيق طريقتين لتحليل المخاطر (HAZOP، APR).

يتم تنفيذ نمذجة بعض تأثيرات الظواهر الخطرة بعد حدوث تمزق كارتي لخزان البنزين بواسطة برنامج PHAST (الإصدار 7.1). كشفت النتائج المسجلة عن قطر أقصى ناتج عن الانفجار والذي يتراوح من 2166.63م الى 5859.55م. قدرت كتلة الانفجار القابلة للاشتعال ب 257662 كغ لضغط زائد قدره 0.02 بار عند 5 د ووقت اشتعال سريع لغاية 88.8414 ثانية.

الكلمات المفتاحية: التراكم البيولوجي، النفايات الصناعية، العناصر النزرة المعدنية، دراسات المخاطر، البنزين، التلوث البحري، البيانات الفيزيائية والكيميائية، PHAST، مجمع تمييع الغاز الطبيعي، خليج أرزيو، كريستل.

Liste des abréviations

AEE : Agence Européenne pour l'Environnement
AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique
AINC : Affaires Indienne et du Nord Canada
APR : Analyse préliminaire des risques
ATSDR : Agence des Substances Toxiques et Registre des Maladies
BLEVE : Boiling Liquid Expanding Vapor Explosion
BW : Body Weight
DCE : Directive Cadre de l'Eau
CE : Conseil de l'Europe
CEE : Communauté économique européenne
CESN : Conseil Economique Social et National
CIEM : Conseil International pour l'Exploitation de la Mer
CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer
CIHC : Hydrocarbure chloré
CGPM : Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée
CRC : Comité Régional de la Conchyliculture
CR_{lim} : Consommation Rate limite
CNPMEM : Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins
DDD : Dichlorodiphényldichlorométhane
DDE : Dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane
DHA : Dose Hebdomadaire Acceptable
DJA : Dose Journalière Acceptable
DJT : Dose Journalière Tolérable
DJTP : Dose Journalière Tolérable Provisoire
DPRH : Direction des Pêches et des Ressources Halieutiques
DMA : Dose Maximale Admissible
ESMASPA: Equipe Spéciale Mixte des Aspects Sanitaires de la Pollution Atmosphérique
ENASUCRE : Entreprise Nationale de Sucre – Unité du Raffinage du Sucre
EWI : Estimated Weekly Intakes
FIOM : Fonds d'Intervention et Organisation des Marchés des produits de la Pêche Maritime
FAO : Food and Agricultural Organization
GESAMP : Group of Expert on the Scientific Aspects of Marine Pollution
G.I.P.P.M : Groupe Interministériel des Problèmes de la Pollution de la Mer
GL2Z : Complexe de Liquéfaction de Gaz Naturel (Arzew)
GTZ : Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HAZOP : HAZard and OPerability Analysis
HCB : Hexachlorocyclobenzene
HCH : Hexachlorocyclohexane
IARC : Agence Internationale pour la Recherche sur le Cancer
ICP : Plasma à Couplage Inductif
IFREMER: Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
ISMAL : Institut des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral
IRw : Intake Rate per Week
JORADP : Journal Officiel de la République Algérienne Démographique Populaire
LT : Longueur Totale
LMR : Limite Maximale Recommandée
LRSE : Laboratoire Réseau de Surveillance Environnementale

Liste des abréviations

MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
MPRH : Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques
Nas/Nrc : National Academy of Science/National Research Council, Washington
OFIMER : Office National Interprofessionnel des produits de la Mer et de l'aquaculture
OMS : Organisation Mondiale de Santé
ONM : Office National Météorologique
ONS : Office National des Statistiques
OSPAR : Oslo Paris
QUASIMEM : Assurance Qualité pour les Mesures Marines
PAM : Plan d'Action pour la Méditerranée
PARNA : Plan d'action régional Nord-Américain
PCT : Porphyrine Cutanée Tardive
PISSC : Programme International sur la Sécurité des Substances Chimiques
POP : Polluants Organiques Persistants
PF : Poids Frais
PCB : Polychlorobiphényles
PNUE : Programme des Nations Unis pour l'Environnement
PS : Poids Sec
RC : Risque de Cancer
RFEA : Réseau Francophone sur l'Eau et l'Assainissement
RINBIO : Réseau Intégrateur Biologique
RNB : Réseau National du Bassin
RNO : Réseau National de l'Observation du milieu marin
SIM : Sélection d'Ions Moléculaire
THQ : Target Hazard Quotient
TTHQ : Total Target Hazard Quotient
USEPA : Agence de protection de l'environnement des États-Unis
UVCE : Unconfined Vapour Cloud Explosion
WHO-IPCS : Organisation Mondiale de la Santé-Programme International sur la Sécurité Chimique
ZIA : Zone Industrielle d'Arzew

Liste des figures

Partie I : Synthèse bibliographique

Fig. 1.1 : Entités industrielles des wilayas du littoral par grands secteurs d'activités	18
Fig. 1.2 : Classification de la salubrité du milieu marin de la côte algérienne	20
Fig. 2.1 : Morphologie externe de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	38
Fig. 2.2 : Anatomie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	40
Fig. 2.3 : Système respiratoire chez <i>Mytilus galloprovincialis</i>	42
Fig. 2.4 : Cycle de reproduction des moules.....	43
Fig. 2.5 : Répartition géographique mondiale de <i>Mytilus galloprovincialis</i>	44
Fig. 2.6 : Production mondiale de <i>Mytilus galloprovincialis</i>	46

Partie II : Matériel et Méthodes

Fig. 1.1 : Carte géographique de la mer Méditerranée.....	67
Fig. 1.2 : Délimitation de la zone littorale	69
Fig. 1.3 : Choix des sites d'échantillonnage	70
Fig. 1.4 : Situation géographique du complexe de liquéfaction du gaz naturel GL2Z	71
Fig. 1.5 : Rose des vents annuelle (2016-2017)	74
Fig. 1.6 : Carte du réseau hydrographique de la zone d'étude (golfe d'Arzew).....	76
Fig. 1.7 : Schéma Synoptique du Procédé de liquéfaction du GNL.....	79
Fig. 1.8 : Oued Elma Kristel (S2).....	81
Fig. 1.9 : Vue d'ensemble de la région de Kristel.....	81
Fig. 2.1 : Situation géographique des sites de prélèvements.....	84
Fig. 2.2 : Purge continue de la chaudière ABB (Site E1).....	85
Fig. 2.3 : Canal de rejet des eaux huileuses (Site E2)	85
Fig. 2.4 : Quai de chargement (Site E3)	85
Fig. 2.5 : Canal de rejet général (Site E4)	86
Fig. 3.1 : Sites de prélèvements et traitement des moules.....	95
Fig. 3.2 : Etapes de la minéralisation	97
Fig. 3.3 : Dosage des ELM au SAA (type Perkin Elmer)	97
Fig. 3.4 : Préparation des standards dilués à partir des standards mères.....	98
Fig. 3.5 : Echantillon standard d'inter-calibration (SRM 2976-AIEA)	98

Partie III : Résultats et discussion

Fig. 1.1 : Variations mensuelles de la Température des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).....	106
Fig. 1.2 : Variations mensuelles du pH des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).....	106
Fig. 1.3 : Variations mensuelles des matières en suspension (MES) des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3)	107
Fig. 1.4 : Variations mensuelles de la DBO ₅ des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3)	107

Liste des figures

Fig. 1.5 : Variations mensuelles de la DCO des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).....	107
Fig. 1.6 : Variations mensuelles du phosphate des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3)	108
Fig. 1.7 : Variations mensuelles de l'Azote Kjeldahl des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).....	108
Fig. 1.8: Variations mensuelles des Hydrocarbures totaux des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).....	108
Fig. 1.9 : Teneurs mensuelles en Cadmium des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3)	111
Fig. 1.10 : Teneurs mensuelles en Cuivre des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3)	111
Fig. 1.11 : Teneurs mensuelles en Nickel des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3).....	111
Fig. 1.12 : Teneurs mensuelles en Chrome des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3).....	112
Fig. 1.13 : Teneurs mensuelles en Fer des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3)	112
Fig. 1.14 : Teneurs mensuelles en Manganèse des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3).....	112
Fig. 1.15 : Teneurs mensuelles en Plomb des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3).	113
Fig. 1.16 : Teneurs mensuelles en Mercure des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3)	113
Fig. 1.17 : Box Plot des variations annuelles de la Température des eaux côtières des sites (S1,S2).....	121
Fig. 1.18 : Box Plot des variations annuelles du pH des eaux côtières des sites (S1,S2)	121
Fig. 1.19 : Box Plot des variations annuelles de MES des eaux côtières des sites (S1,S2) ...	121
Fig. 1.20 : Box Plot des variations annuelles de la DBO ₅ des eaux côtières des sites (S1,S2)	122
Fig. 1.22 : Box Plot des variations annuelles des phosphates des eaux côtières des sites (S1,S2),,,,	122
Fig. 1.23 : Box Plot des variations annuelles de l'azote kjeldahl des eaux côtières des sites (S1,S2)	122
Fig. 1.24 : Box Plot des variations annuelles des hydrocarbures totaux des eaux côtières des sites (S1,S2).....	123
Fig. 1.25 : Box Plot des variations annuelles de la salinité des eaux côtières des sites (S1,S2)	123
Fig. 1.26 : Box Plot des variations annuelles de l'oxygène dissous des eaux côtières des sites (S1,S2).....	123
Fig. 1.27 : Box Plot des variations annuelles de la conductivité des eaux côtières des sites (S1,S2).....	124
Fig. 1.28 : Variations saisonnières de la Température des eaux côtières des sites (S1,S2). (Moyenne \pm ES, n=3).	125
Fig.1.29 : Variations saisonnières du pH des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	126
Fig. 1.30: Variations saisonnières des matières en suspensions des eaux côtières des sites	

Liste des figures

(S1,S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	126
Fig. 1.31 : Variations saisonnières de la DBO5 des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	126
Fig. 1.32 : Variations saisonnières de la DCO des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	127
Fig. 1.33 : Variations saisonnières du PO ₄ des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	127
Fig. 1.34 : Variations saisonnières de l'Azote Kjeldahl des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	127
Fig. 1.35 : Variations saisonnières des Hydrocarbures totaux des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	128
Fig. 1.36 : Variations saisonnières de la salinité des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	128
Fig. 1.37 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3)	128
Fig. 1.38 : Variations saisonnières de la conductivité des eaux côtières des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=3).....	129
Fig. 2.1 : Variations annuelles de la longueur de la coquille (cm) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=200).....	134
Fig. 2.2 : Variations annuelles de la hauteur de la coquille (cm) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=200).....	135
Fig. 2.3 : Variations annuelles de l'épaisseur de la coquille (cm) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=200).....	135
Fig. 2.4 : Variations saisonnières de la longueur de la coquille (cm) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=200).....	136
Fig. 2.5 : Variations saisonnières de la Hauteur de la coquille (cm) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=200).....	136
Fig. 2.6 : Variations saisonnières de l'Épaisseur de la coquille (cm) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=200).....	136
Fig. 2.7 : Variations annuelles de l'indice de condition (IC) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2) (Moyenne \pm ES, n=200)	137
Fig. 2.8 : Variations saisonnières de l'indice de condition (IC) de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2) (Moyenne \pm ES, n=200).....	138
Fig. 2.9 : Variations annuelles des teneurs en plomb (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2)	140
Fig. 2.10 : Variations annuelles des teneurs en Zinc (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2)	140
Fig. 2.11 : Variations annuelles des teneurs en Nickel (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2)	141
Fig. 2.12 : Variations annuelles des teneurs en Fer (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2)	141
Fig. 2.13 : Variations annuelles des teneurs en Cuivre (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2)	141
Fig. 2.14 : Variations saisonnières des teneurs en Plomb (mg/kg poids sec) dans les	

Liste des figures

tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=10)	143
Fig. 2.15: Variations saisonnières des teneurs en Zinc (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=10)	144
Fig. 2.16: Variations saisonnières des teneurs en Nickel (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=10)	144
Fig. 2.17: Variations saisonnières des teneurs en Fer (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=10)	144
Fig. 2.18: Variations saisonnières des teneurs en Cuivre (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2). (Moyenne \pm ES, n=10)	145
Fig. 2.19: Variations annuelles de l'indice Plomb dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	147
Fig. 2.20: Variations annuelles de l'indice Zinc dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	147
Fig. 2.21: Variations annuelles de l'indice Nickel dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	147
Fig. 2.22: Variations annuelles de l'indice Fer dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	148
Fig. 2.23: Variations annuelles de l'indice Cuivre dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	148
Fig. 2.24: Variations saisonnières de l'indice Plomb dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	150
Fig. 2.25: Variations saisonnières de l'indice Zinc dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	150
Fig. 2.26: Variations saisonnières de l'indice Nickel dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	151
Fig. 2.27: Variations saisonnières de l'indice Fer dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	151
Fig.2.28: Variations saisonnières de l'indice Cuivre dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	151
Fig. 3.1: Schéma synoptique de la production et stockage de la gazoline	165
Fig. 3.2: Bacs de stockage de la gazoline (2130 FA/FB)	166
Fig. 3.3: Cinétique des phénomènes dangereux	174
Fig. 3.4: Principaux phénomènes dangereux issus de la perte du confinement.....	175
Fig. 3.5: Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi d'un feu de nappe.....	179
Fig. 3.6: Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi par un jet fire.....	182
Fig. 3.7: Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi par une Explosion	184
Fig. 3.8: Scénario d'une propagation de nuage toxique suite à une inflammation du bac 2130-FB	185

Liste des tableaux

Partie I : Synthèse bibliographique

Tab. 3.1 : Matrice de criticité.....	51
Tab. 3.2 : Echelle de probabilité.....	52
Tab. 3.3 : Echelle de gravité	52
Tab. 3.4 : Mots-guides fondamentaux et leurs significations génériques.....	58
Tab. 3.5 : Conditions météorologiques utilisées lors de l'analyse des risques.....	63
Tab. 3.6 : Seuils des effets thermiques	64
Tab. 3.7 : Seuils des effets de surpression	65

Partie II : Matériel et Méthodes

Tab. 1.1 : Précipitation moyenne mensuelle d'Arzew 2016.....	72
Tab. 1.2 : Température moyenne mensuelle d'Arzew 2016.....	73
Tab. 1.3 : Humidité relative moyenne mensuelle d'Arzew 2016.....	74
Tab. 2.1 : Description et localisation des sites de prélèvements	84

Partie III : Résultats et discussion

Tab. 1.1 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres physico-chimiques des eaux de rejets des sites (E1, E2, E3, E4).....	104
Tab. 1.2 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres métalliques des eaux de rejets des sites (E1, E2, E3, E4).....	109
Tab. 1.3 : Concentration des teneurs métalliques dans les eaux de rejets aux sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).....	119
Tab. 1.4 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres physico-chimiques des eaux côtières des sites (S1, S2).....	120
Tab. 1.5 : Variations annuelles des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites (S1,S2).....	124
Tab. 2.1 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques de <i>M. galloprovincialis</i> , provenant des sites (S1, S2) (n=200).....	134
Tab. 2.2 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) de l'indice de condition de <i>M. galloprovincialis</i> , provenant des sites (S1, S2) (n=200).....	137
Tab. 2.3 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des teneurs métalliques moyennes (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> des Sites S1 et S2. (n=24).....	139
Tab. 2.4 : Variations annuelles des teneurs métalliques moyennes (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> provenant des sites (S1, S2).....	142
Tab. 2.5 : Variations saisonnières des teneurs métalliques moyennes (mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> , provenant des sites (S1, S2) (moyenne \pm ES, n=12).....	145
Tab. 2.6 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des indices métalliques (IM) moyens	

Liste des tableaux

(mg/kg poids sec) dans les tissus de <i>M. galloprovincialis</i> , des sites (S1,S2) (n=12).....	146
Tab. 2.7 : Etude comparative Inter-sites des variations annuelles des indices métalliques moyens (mg/kg poids sec tissus) chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2) (moyenne \pm ES, n=12).....	148
Tab. 2.8 : Etude comparative Inter-saisons des variations annuelles des indices métalliques moyens (mg/kg poids sec tissus) chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2) (moyenne \pm ES, n=12).....	151
Tab. 2.9 : Corrélation entre les indices métalliques et les concentrations des métaux chez <i>M. galloprovincialis</i> du Site 1	152
Tab. 2.10 : Corrélation entre les indices métalliques et les concentrations des métaux chez <i>M. galloprovincialis</i> du Site 2	152
Tab. 2.11 : Comparaison saisonnière entre les valeurs recommandées (PTWI) et les apports hebdomadaires estimés (EWI) pour <i>M. galloprovincialis</i> collectées dans les sites (S1,S2).....	153
Tab. 2.12 : Quotient de danger (THQ) et quotient de danger total (TTHQ) associés à la consommation de moules sauvages par des adultes sur les sites (S1, S2).....	154
Tab. 2.13 : Comparaison saisonnière entre le facteur de risque de cancer (RC) et le facteur de pente cancérigène par voie orale (CPSo) de la base de données du système intégré d'information sur les risques (USEPA 2019) pour <i>M. galloprovincialis</i> des sites (S1, S2).....	154
Tab. 2.14 : Comparaison saisonnière entre le taux limite de consommation "CRLim" et la dose de référence orale (RfD) de <i>M. galloprovincialis</i> provenant des sites (S1, S2).....	155
Tab. 3.1 : Application de l'analyse préliminaire des risques (APR) sur les bacs de stockage de la gazoline (2130-FA/FB).....	167
Tab. 3.2 : Application de la méthode HAZOP sur le bac de stockage de gazoline 2130FB ..	169
Tab. 3.3 : Barrières de prévention et de protection.....	176
Tab. 3.4 : Cinétique des phénomènes dangereux identifiés.....	176
Tab. 3.5 : Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi d'un feu de nappe.....	177
Tab. 3.6 : Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi par un Jet fire.....	180
Tab. 3.7 : Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi par une explosion	183

Sommaire

Remerciement

Dédicace

Liste des Abréviations

Liste des Figures

Liste des Tableaux

INTRODUCTION GENERALE..... 1

Partie I : Synthèse bibliographique

CHAPITRE 1 : Aperçu général sur la pollution marine.

1.1. Définitions de la pollution des eaux	6
1.2. Définition des eaux résiduaires industrielle.....	6
1.3. Sources de pollution des eaux	7
1.3.1. Pollution domestique et urbaine	7
1.3.2. Pollution d'origine agricole.....	8
1.3.3. Pollution industrielle	8
1.4. Mode de pollution.....	8
1.4.1. Pollutions accidentelles	8
1.4.2. Pollutions diffuses	8
1.4.3. Pollution anthropique	9
1.5. Types de pollution	9
1.5.1. Pollution physique	9
1.5.1.1 Pollution mécanique	9
1.5.1.2. Pollution thermique	9
1.5.1.3. Pollution radioactive.....	10
1.5.2. Pollution chimique.....	10
1.5.2.1. Pollution chimique organique.....	10
1.5.2.1.1. Hydrocarbures	11
1.5.2.1.2. Phénols	12
1.5.2.2. Pollution chimique minérale.....	12
1.5.2.2.1. Métaux lourds	12
1.5.2.2.2. Cyanure.....	12
1.5.3. Pollution microbiologique	12
1.6. Paramètres de mesure de la pollution	13
1.6.1 Paramètres organoleptiques.....	13
1.6.1.1. Couleur	13
1.6.1.2. Odeur	13
1.6.2. Paramètres physiques	13
1.6.2.1. Température.....	13
1.6.2.2. Potentiel hydrogène (pH)	14
1.6.2.3. Turbidité	14
1.6.2.4. Salinité.....	15
1.6.2.5. Oxygène dissous	15

Sommaire

1.6.2.6. Matières en suspension.....	15
1.6.2.7. Conductivité électrique.....	16
1.6.3. Paramètres chimiques.....	16
1.6.3.1. Demande chimique en oxygène (DCO).....	16
1.6.3.2. Demande biologique en oxygène (DBO5).....	16
1.6.3.3. Carbone total organique COT.....	16
1.6.3.4. Azote total NT.....	17
1.7. Etat de pollution sur le littoral Algérien.....	17
1.7.1. Pollution domestique.....	17
1.7.2. Pollution industrielle.....	18

CHAPITRE 2 : Bioaccumulation des éléments traces métalliques (Pb, Zn, Ni, Fe et Cu) chez la moule (*Mytilus galloprovincialis*).

2.1. Les métaux en milieu marin.....	23
2.1.1. Plomb.....	24
2.1.2. Zinc.....	26
2.1.3. Nickel.....	28
2.1.4. Fer.....	28
2.1.5. Cuivre.....	29
2.1.6. Manganèse.....	31
2.2. Devenir des polluants.....	31
2.2.1. Assimilation.....	32
2.2.2. Bioconcentration.....	32
2.2.1. Bioamplification.....	33
2.3. Réglementation algérienne pour la protection du milieu marin.....	33
2.4. Présentation de l'espèce bioindicatrice (La moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>).....	36
2.4.1. Systématique.....	36
2.4.2. Morphologie externe de la moule.....	37
2.4.2.1. La coquille.....	38
2.4.2.2. Le manteau.....	39
2.4.2.3. Le byssus.....	39
2.4.2.4. Le pied.....	40
2.4.3. Physiologie de la moule.....	40
2.4.3.1. Alimentation.....	40
2.4.3.2. Excrétion.....	41
2.4.3.3. Respiration.....	41
2.4.3.4. Circulation.....	41
2.4.3.5. Système nerveux.....	42
2.4.3.6. Reproduction.....	42
2.4.3.7. Systèmes de défenses.....	44
2.4.4. Répartition géographique et habitat.....	44
2.5. Pêche et consommation de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	45
2.6. Utilisation de la moule en biosurveillance environnementale.....	45

Sommaire

CHAPITRE 3 : Méthodes d'analyse et de simulation des risques.

3.1. Choix des méthodes d'analyse des risques utilisés	50
3.2. Définition des échelles de cotation de la probabilité et de la gravité et de criticité	51
3.3. Méthode APR (analyse préliminaire des risques)	52
3.3.1. Historique et domaine d'application	53
3.3.2. Objectifs de la méthode APR	53
3.3.3. Principe de la méthode APR.....	54
3.3.4. Mise en œuvre de la méthode	54
3.3.5. Différents types de fiches guides à établir pour une installation.....	54
3.3.6. Intérêt et limites de la méthode.....	55
3.4. Méthode HAZOP (Hazard and Operability Study)	56
3.4.1. Historique et domaine d'application	56
3.4.2. Objectifs et caractéristiques de l'étude HAZOP	56
3.4.3. Principe de la méthode	57
3.4.4. Déroulement	58
3.4.5. Limites et avantages de la méthode.....	59
3.5. Outil de modélisation (PHASt v.7.11)	59
3.6. Description des phénomènes dangereux étudiés	60
3.6.1. Explosion	60
3.6.1.1. Effets dangereux de l'explosion (FLASH FIRE ET UVCE).....	61
3.6.2. Jet enflammé.....	61
3.6.2.1. Effets dangereux du jet enflammé	61
3.6.3. Pool fire (feu de nappe)	62
3.6.4. Feu de chalumeau ou de torche	62
3.6.5. BLEVE « Boiling Liquid Expanding Vapor »	63
3.7. Conditions météorologiques	63
3.8. Evaluation de l'intensité des effets.....	64
3.9. Seuils des effets thermiques	64
3.10. Seuils des effets de surpression	65

Partie II : Matériel et méthodes

CHAPITRE 1 : Caractérisation de la zone d'étude.

1.1. Présentation de la mer Méditerranée	67
1.2. Littoral Algérien	68
1.3. Délimitation du littoral Oranais.....	69
1.4. Choix des sites d'échantillonnage	70
1.5. Présentation des sites d'échantillonnage	71
1.5.1. Complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel	71
1.5.1.1. Données météorologiques	72
1.5.1.1.1. Précipitations	72
1.5.1.1.2. Températures	72
1.5.1.1.3. Vent	73
1.5.1.1.4. Humidité	74
1.5.1.1.5. Morphologie	74
1.5.1.1.6. Hydrologie	75
1.5.1.1.7. Hydrogéologie	76
1.5.1.2. Activité du complexe GL2Z.....	77

Sommaire

1.5.1.3. Description des installations	77
1.5.1.4. Réseaux des rejets liquides du complexe	79
1.5.2. Oued Elma Kristel	80
1.5.2.1. Situation géographique et description de la zone d'étude	81

CHAPITRE 2 : Caractérisation Physicochimique et Métallique des effluents industriels et des eaux côtières.

2.1. Etude des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet du complexe GL2z	84
2.1.1. Choix des sites de prélèvements	84
2.1.2. Protocole d'échantillonnage	86
2.1.3. Protocole d'analyse.....	86
2.1.3.1. Mesure de la Température	86
2.1.3.2. Mesure du potentiel d'hydrogène (pH)	87
2.1.3.3. Détermination des matières en suspension totaux (MES).....	87
2.1.3.4. Dosage de la Demande Biologique en Oxygène (DBO5)	87
2.1.3.5. Dosage de la Demande Chimique en Oxygène (DCO)	87
2.1.3.6. Dosage des phosphates	88
2.1.3.7. Dosage de l'azote Kjeldahl (NTK).....	88
2.1.3.8. Dosage des Hydrocarbures totaux (HCT)	89
2.1.3.9. Détermination des Eléments trace métallique (Cd, Cr, Ni, Mn et Pb)	89
2.1.3.10. Dosage du Mercure total (Hg)	89
2.1.3.11. Détermination du Fer (Fe)	90
2.1.3.12. Détermination du Cuivre (Cu).....	90
2.2. Etude des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites (S1 et S2)	90
2.2.1. Période et méthodes d'échantillonnage	90
2.2.2. Contamination des échantillons.....	91
2.3. Analyse statistique.....	91

CHAPITRE 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez la *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

3.1. Protocole d'échantillonnage.....	93
3.2. Période et Méthodes d'échantillonnage.....	93
3.3. Traitement des échantillons	93
3.4. Calcul de l'indice de condition (IC)	94
3.5. Analyse chimique des éléments traces métalliques (ETM).....	96
3.5.1. Principe de la minéralisation	96
3.5.2. Principe du dosage des éléments traces métalliques par SAA	96
3.6. Protocole expérimental d'analyse.....	96
3.6.1. Minéralisation des sous-échantillons.....	96
3.6.2. Dosage des Eléments traces métalliques par la SAA	97
3.6.3. Contrôler de la justesse et la précision du protocole analytique.....	98
3.7. Calcul des indices métalliques.....	99
3.8. Analyse statistique.....	99
3.9. Estimation du risque de la consommation pour la santé humaine.....	100
3.9.1. Calcul de l'apport hebdomadaire alimentaire estimé (EWI).....	100
3.9.2. Calcul du quotient de danger cible (THQ)	101
3.9.3. Calcul du risque de cancer au cours de la vie (RC).....	102
3.9.4. Calcul du taux limite de consommation (CR_{lim}).....	102

Sommaire

Partie III : Résultats et discussions

CHAPITRE 1 : Résultats des analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet et des eaux côtières.

1.1. Résultats des analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet du complexe de liquéfaction du gaz naturel	104
1.1.1. Evaluation mensuelle de la qualité physico-chimique des eaux de rejets	104
1.1.2. Variations mensuelles de la contamination métallique des eaux de rejets	109
1.1.3 Discussion.....	114
1.2. Résultats des évaluations de la qualité physico-chimique des eaux côtières des sites (S1 et S2).....	119
1.2.1. Variations annuelles des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites S1 et S2	120
1.2.2. Variations saisonnières des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites S1 et S2	125
1.2.3. Discussion.....	129

CHAPITRE 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité, Teneurs des éléments traces métalliques chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.1. Paramètres Biométriques (Longueur, Hauteur et Epaisseur)	134
2.1.1. Variations annuelles des Paramètres Biométriques.....	134
2.1.2. Variations saisonnières des Paramètres Biométriques	135
2.2. Indice de condition (IC).....	137
2.2.1. Variations annuelles de l'indice de condition (IC).....	137
2.2.2. Variations saisonnières de l'indice de condition (IC)	138
2.3. Teneurs des éléments traces métallique chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites S1 et S2.....	138
2.3.1. Variations annuelles des teneurs des éléments traces métallique chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites S1 et S2	139
2.3.2. Variations saisonnières des teneurs des éléments traces métallique chez <i>Mytilus galloprovincialis</i> des sites S1 et S2	142
2.4. Variations des indices métallique (IM) chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites S1 et S2.....	145
2.4.1. Variations annuelles des indices métallique (IM) chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites S1 et S2.....	146
2.4.2. Variations saisonnières des indices métallique (IM) chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites S1 et S2.....	149
2.5. Corrélation entre les concentrations de métaux et les indices métalliques.....	152
2.6. Indices sur le risque sanitaire	153
2.6.1. Apport hebdomadaire alimentaire estimé (EWI).....	153
2.6.2. Quotient de danger cible (THQ) et quotient de danger total cible (TTHQ)	154
2.6.3. Risque de cancer au cours de la vie (RC).....	154
2.6.4. Taux limite de consommation (CR_{lim}).....	155
2.7. Discussion.....	155

Sommaire

CHAPITRE 3 : Analyse des risques liés au stockage de la gazoline et simulation par le logiciel PHAST

3.1. Description de l'installation	164
3.2. Description des bacs de stockage 2I30-FA/FB.....	165
3.3. Application de la méthode APR sur la section stockage de la gazoline.....	166
3.4. Application de la méthode HAZOP sur la section stockage et expédition de la gazoline.....	168
3.5. Cinétique des phénomènes dangereux.....	173
3.6. Les scénarios d'accidents retenus pour la section stockage gazoline.....	174
3.6.1. Identification / caractérisation des événements redoutés	174
3.6.2. Recherche des causes.....	174
3.6.3. Identification des conséquences (phénomènes dangereux et effets)	175
3.6.4. Barrières de prévention et de protection.....	175
3.6.5. Analyse de la cinétique des événements.....	175
3.7. Modélisation du phénomène dangereux par PHAST	177
3.7.1. Simulation du Pool fire (feu de nappe).....	177
3.7.2. Simulation du Jet fire (Feu de torche)	179
3.7.3. Simulation de l'explosion (UVCE)	182
3.7.4. Simulation de propagation de nuage toxique	185
3.8. Discussion.....	185
DISCUSSION GENERALE	189
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	196
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	200
ANNEXES	219

Introduction générale

Introduction générale

La pollution des écosystèmes marins et côtiers est un problème environnemental majeur qui fragilise les écosystèmes méditerranéens et constitue donc une réelle menace pour la santé humaine. Les facteurs qui y contribuent se multiplient, notamment à travers les actions humaines des dernières décennies, principalement dues à la pression démographique, et à l'accent accru mis sur le développement technologique urbain dans les zones côtières.

Le développement des sociétés humaines, les émissions agricoles, urbaines et industrielles peuvent conduire à des niveaux élevés de pollution des écosystèmes marins côtiers (Smolders et *al.*, 2003; Rao et *al.*, 2007; d'Adamo et *al.*, 2008) altérant ainsi les communautés et affectant les organismes qui les composent (Viaroli et *al.*, 2005; Warwick, 2005).

Les eaux usées peu ou pas traitées, transportent et déversent leur lot de polluants et de matières organiques dans les eaux côtières favorisant ainsi l'eutrophisation et la bioaccumulation d'éléments toxiques dans les organismes marins dont le transport le long de la chaîne alimentaire représente un danger pour la santé humaine (Daby, 2006). Le même constat a été déduit pour l'Algérie où les zones côtières ont été le lieu d'un développement accéléré et de pressions démographiques très importantes au cours des dernières décennies atteignant 40,6 millions d'habitants en 2015. Elle continue de croître, à un rythme toutefois moindre que celui des décennies passées devant atteindre un maximum de 55,7 millions d'habitants en 2075 et amorçant une légère diminution par la suite, atteignant 54,8 millions d'habitants en 2100 (Until, 2013). Environ 45% de la population est concentrée sur un littoral très étroit, notamment dans les zones industrielles et portuaires comme Alger, Oran, Annaba, Arzew et Skikda (Grimes, 2003). En Algérie, la population est estimée à 43 424 000, 43 900 000 et 44,7 millions habitants en date du 1er juillet en 2019, 1er janvier 2020, 1er janvier 2021 respectivement (ONS, 2022).

La pollution des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques a attiré l'attention de plusieurs chercheurs à l'échelle planétaire. En fait, c'est l'un des aspects les plus menaçants de ces contaminations environnementales. Les métaux traces sont présents dans toutes les régions environnementales des écosystèmes marins, à la fois en raison de leur présence naturelle et les activités humaines qui facilitent leur mobilité et leur dispersion dans la nature. Les métaux traces représentent un danger potentiel pour les consommateurs de produits marins en raison de leur comportement de bioaccumulation dans les organismes marins, de leur difficulté à les éliminer, et de leur large diffusion dans le milieu aquatique, et donc dans divers écosystèmes marins hydriques, sédimenteux, faunistiques et floristiques (Guendouzi, 2019).

Introduction générale

Plusieurs programmes de surveillance environnementale ont été mis au point afin de suivre et mesurer la qualité des eaux côtières (e.g. ROCCH, RINBIO, MEDPOL), notamment à travers divers projets de biomonitoring tels que MEDPOL, MYTILOS ou MYTIMED (Storelli et *al.*, 2001; Andral et *al.*, 2004). L'Algérie contient certains des points chauds pollués identifiés en Méditerranée, dont la baie d'Oran (Rouane-Hacene et *al.*, 2015) où 80% des eaux usées de cette zone sont rejetées à la mer sans prétraitement (Taleb et Boutiba, 2007).

La bioindication, définie comme l'utilisation d'organismes vivants comme model expérimental pour évaluer les conditions environnementales d'un milieu donné, a développé de nombreux outils (bioindicateurs, biomoniteurs, bioaccumulateurs, biomarqueurs, ...) permettant la gestion et le maintien des écosystèmes marins côtiers (Rouane-Hacene et *al.*, 2015). L'utilisation de bioindicateurs choisis au sein des communautés marines affectées, représente un des moyens d'évaluation d'impact du développement humain sur les écosystèmes marins et de prévention des situations critiques par la mise en place d'outils de restauration et de conservation (Usseglio-Polatera et *al.*, 2000; Burger, 2006; Key et *al.*, 2006; Bélanger, 2009). Les moules comptent en effet parmi les meilleurs outils de biosurveillance de l'environnement marin (Pan & Wang, 2012). Le biomonitoring (actif ou passif) par le biais de moules a conduit à la cartographie complète de la contamination par les éléments traces à l'échelle de la Méditerranée (Scarpato et *al.*, 2010 ; Benedicto et *al.*, 2011 ; Andral et *al.*, 2012).

De par leur toxicité et leur persistance, les ETM font partie des contaminants les plus préoccupants et dangereux envers les organismes vivants, y compris l'Homme (Pytharopoulou et *al.*, 2008; Chandurvelan et *al.*, 2013). Ils s'accumulent et se concentrent dans les tissus des organismes, et peuvent se biom amplifier le long de la chaîne alimentaire (Papagiannis et *al.*, 2004; Kucuksezgin et *al.*, 2006). Leur toxicité diffère selon leurs caractéristiques : certains le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) sont essentiels à faibles doses, mais deviennent rapidement nocifs au-delà d'un certain seuil; d'autres non-essentiels comme le cadmium (Cd) et le plomb (Pb) sont souvent nocifs même à de très faibles concentrations (Lafabrie et *al.*, 2007). Pour surveiller la qualité de l'eau le long de la côte algérienne, plusieurs organismes marins ont été ciblés, parmi lesquels nous citons la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), espèce bioindicatrice pour quantifier directement les contaminants dans les tissus corporels (Rouane-Hacene et *al.*, 2015 ; Guendouzi et *al.*, 2018 ; Rouabhi et *al.*, 2019) et étudier les biomarqueurs et les bioessais (Benali et *al.*, 2015 ; Touahri et *al.*, 2016).

Introduction générale

En 2020, la FAO confirme que l'aquaculture des Mytilidés est en plein essor avec une augmentation de 30% de leur production mondiale entre 2010 et 2018 (respectivement 871 400 et 1 205 100 tonnes). En Algérie, les stations conchylicoles commencent à peine à se développer (Roland, 2014) et l'activité mytilicole cible particulièrement l'élevage de la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). Cette espèce, de croissance rapide, est très résistante et fréquente le littoral algérien d'où son choix par les investisseurs algériens (Brahimi et *al.*, 2021).

En revanche, l'augmentation de la production, du stockage et de l'utilisation de produits dangereux a conduit à une élévation significative de risques d'accidents industriels majeurs produits par les installations industrielles avec des impacts très importants, affectant négativement les personnes, les équipements et l'environnement (Morneau, 2011). Lors d'une fuite ou d'une rupture d'un contenant ou d'une canalisation, un ensemble de particules, gaz, aérosols, est rejeté ponctuellement à l'atmosphère. Ces particules peuvent être toxiques ou explosives, voire les deux à la fois. L'inflammation du mélange (combustible/comburant) entraîne la formation d'une zone de réaction exothermique, appelée onde de combustion correspondant à la flamme où les réactifs sont transformés en produits brûlés et l'énergie chimique est transformée en chaleur. Une explosion conduit à des effets mécaniques et thermiques. La propagation du front de flamme agit à la manière d'un piston sur les gaz environnants et conduit à la formation d'une onde de pression lorsque la vitesse de combustion de la flamme est suffisante. La propagation des flammes s'accompagne également d'une expansion de gaz brûlés dont la température s'élève à plusieurs centaines de degrés. Les effets de surpression de l'UVCE (Unconfined Vapour Cloud Explosion) correspondent à la formation et la propagation d'une onde de pression aérienne associée à la vitesse de combustion des flammes (Yurismono et *al.*, 2019). Le niveau de surpression maximal atteint, dépend essentiellement de la vitesse des flammes et diminue en s'éloignant de l'épicentre d'explosion. Les conséquences associées à la propagation de l'onde peuvent conduire à des effets directs et indirects sur l'homme ainsi qu'à la destruction totale ou partielle de structures engendrant éventuellement la projection de débris. Pour maîtriser ces risques et protéger la population et l'environnement, il est indispensable de mettre en œuvre de façon systématique un ensemble de mesures bien définies (Chettouh, 2021).

Introduction générale

Objectif de l'étude

Les pressions humaines et les productions industrielles exercées sur l'environnement marin s'intensifient d'une manière très évolutive générant ainsi des impacts très importants, affectant négativement l'usage des écosystèmes marins.

L'objectif de cette thèse cible trois grands axes : le premier axe se focalise sur l'étude de la pollution des eaux de rejet générées par un complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel. Le deuxième axe de recherche est consacré à l'établissement d'un bilan de la qualité du milieu marin en utilisant une approche multi-marqueurs, basée sur le suivi des paramètres physico-chimiques des eaux côtières, des indices biologiques (biométriques, physiologiques). L'estimation des teneurs et de la biodisponibilité des ETM (Pb, Zn, Ni, Fe, Cu) chez une espèce de Mytilidés : *Mytilus galloprovincialis* est réalisée au niveau de deux sites du littoral occidental algérien à savoir : le complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel (Arzew) et la baie de « Oued Elma » (Kristel). Le troisième axe de recherche vise une étude de danger, liée au stockage d'un produit chimique (gazoline) au niveau de ce complexe par deux méthodes d'analyse des risques (APR, HAZOP). La simulation d'un phénomène dangereux (UVCE) a été établie pour deux scénarios différents (fuite et rupture catastrophique) sur l'un des deux bacs de stockage de la gazoline par l'utilisation du logiciel PHAST, afin de connaître les conséquences engendrées et voire son étendue dans la zone industrielle d'Arzew et l'environnement avoisinant.

Esquisse de l'étude

Cette thèse est structurée en trois parties, répartie chacune en chapitres.

La première partie est dédiée à la présentation des différentes connaissances bibliographiques sur la pollution marine, la bioaccumulation des éléments traces métalliques chez une espèce de Mytilidae (*Mytilus galloprovincialis*) et sur les méthodes d'analyse et de simulation de risques.

La deuxième partie est consacrée à la description de la zone d'étude, à la l'étude de la biométrie et de la bioaccumulation des éléments traces métalliques chez une espèce de Mytilidae (*Mytilus galloprovincialis*), et l'évaluation du risque sanitaire pour le consommateur et l'étude physicochimique des effluents industriels.

Dans la troisième et dernière partie, l'étude abordera l'analyse statistique et la discussion des résultats en faisant appel à la caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et des effluents industriels, à la biométrie, à la bioconcentration et biodisponibilité des ETM, à l'analyse des risques et la simulation par le logiciel PHAST.

Enfin, la thèse s'achèvera par une conclusion générale et recommandations.

Partie I : Synthèse bibliographique

Chapitre 1 : Aperçu général sur la pollution marine.

1.1. Définitions de la pollution des eaux.....	6
1.2. Définition des eaux résiduaires industrielle.....	6
1.3. Sources de pollution des eaux.....	7
1.4. Mode de pollution	8
1.5. Types de pollution.....	9
1.6. Paramètres de mesure de la pollution.....	13
1.7. Etat de pollution sur le littoral Algérien.....	17

L'eau est le vecteur de choix des humains pour éliminer la plupart des déchets. Son utilisation multiple (domestique, agricole ou industrielle) par l'homme entraîne la production d'eaux usées à des concentrations variables à l'état pur ou mélangé.

1.1. Définition de la pollution des eaux

Le terme « pollution » désigne toute modification défavorable du milieu naturel, qui paraît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités réactives du milieu (Girard, 2011; Ramade, 2012).

La pollution marine peut être définie comme la dégradation de ses propriétés physique, chimique et biologique ; par des déversements, rejets, dépôts directs ou indirects de corps étrangers ou de matières indésirables telles que les microorganismes, les produits toxiques, les déchets industriels. Ces substances polluantes peuvent avoir des origines : urbaine (activités domestiques, eaux d'égout, eaux de cuisine...), agricole (engrais, pesticides) et industrielle (chimie-pharmacie, pétrochimie, raffinage...) (Louafi & Chorfi, 2021).

En Algérie, l'augmentation de la population, le développement urbain, agricole, industriel et marin d'une part, et l'insuffisance de stations d'épuration d'autre part, représentent une réelle menace sur l'environnement et modifient le milieu marin des zones côtières pour en faire la principale source de plusieurs formes de pollutions (Taleb et *al.*, 2006; Rouane-Hacene, 2013). Pour cela, chaque installation doit se mettre dans une action de prévention des dommages qu'elle cause à l'environnement et des plans d'action pour s'améliorer envers son activité, sa production et son environnement.

1.2. Définition des eaux résiduaires industrielles

Une eau résiduaire est une eau issue des activités anthropiques : domestiques, industrielles et agricoles. Son rejet direct dans le milieu récepteur sans aucun traitement, est responsable d'un impact négatif sur la santé humaine et l'environnement vu sa charge en concentrations importantes en polluants tels que les métaux lourds, le phosphore et l'azote (Taghzout, 2015). Le phosphore et l'azote représentent les agents causaux de l'eutrophisation ; ce qui provoque à long terme la mort de nombreux organismes vivants (poissons, crustacés, etc...) au sein du milieu aquatique. Les

métaux lourds présents même à faible dose provoquent des dysfonctionnements et des troubles dans la fonction physiologique (nutrition, respiration et reproduction) sur les organismes vivants (Ivanovsky, 2016). La santé humaine est gravement touchée par les maladies à transmission hydrique (Adjagodo et *al.*, 2017; Sy et *al.*, 2017).

La composition des eaux résiduaires industrielles présente une extrême diversité selon le type d'industrie concernée (chimique, pétrochimique, pharmaceutique, minière, sidérurgique, mécanique, électronique, textile, agroalimentaire, pâtes et papiers, traitement de surface métalliques...) et au sein d'une industrie donnée, de notables différences de composition se distinguent en fonction de la nature de l'effluent (effluent de fabrication, bains de décapage, eaux de lavage, purges d'eaux de chaudières ou de circuits de refroidissement, eaux vannes...) (Rodier et *al.*, 2009). Le travail de l'analyste sera toujours délicat et compliqué par la présence de matières organiques et minérales en quantité importante (Koller, 2004).

1.3. Sources de pollution des eaux

La pollution de l'eau peut provenir de nombreuses sources. Ces sources peuvent être liées aux activités humaines, qu'il s'agisse des pollutions domestiques ou des pollutions urbaines, des pollutions industrielles ou des pollutions agricoles. Il existe aussi des contaminations "naturelles" de l'eau qui la rendent impropre à la consommation, comme les éruptions volcaniques, certaines veines géologiques métalliques pouvant être à l'origine de la pollution (Fabriol & Ledoux, 2011).

1.3.1. Pollution domestique et urbaine

La pollution domestique, issue de la vie des ménages et des habitations individuelles, a toujours existé (Olivier et *al.*, 2019). En milieu rural, par exemple, les ordures ménagères jetées près de l'habitation ajoutées aux purins et aux matières fécales des animaux domestiques, contribuaient à polluer la nappe phréatique où s'alimentait la famille par l'intermédiaire du puits creusé parfois à quelques mètres du point de pollution.

Aujourd'hui, cette pollution élémentaire existe toujours, mais elle prend une autre forme. Par conséquent, les eaux usées transportées des éviers, des salles de bains et des toilettes par les égouts et rejetées directement dans l'environnement naturel, contribuent également de manière significative à la pollution (Hidouci & Djebbar, 2010).

1.3.2. Pollution d'origine agricole

L'agriculture est une cause majeure de pollution diffuse des ressources hydriques. Les activités agricoles fournissent de l'azote (et ses dérivés), les nitrates et les nitrites présents en fortes concentrations dans les engrais et le fumier du bétail (Maurizi & Verrel, 2002). Les pesticides utilisés pour le traitement des cultures sont également une source connue de dégradation des ressources en eau. Sous l'appellation de "produits phytosanitaires" se cache une multitude de substances, dont la rémanence dans l'eau peut varier d'une molécule à l'autre (Batchi et *al.*, 2017).

1.3.3. Pollution industrielle

Les rejets industriels sont caractérisés par leur très grande diversité. Selon le type d'industrie, on distingue diverses matières polluantes :

- Matières organiques et graisses (abattoirs, industrie agroalimentaire...);
- Hydrocarbures (industries pétrolières, transports);
- Métaux (traitements de surface, métallurgie);
- Acides, bases, produits chimiques divers (industries chimiques, tanneries...);
- Eaux chaudes (circuits de refroidissement des centrales thermiques);
- Matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

L'agro-alimentaire, la papeterie, la tannerie, la pétrochimie, les traitements de surface... font partie des industries traditionnellement considérées comme particulièrement dangereuses pour l'eau (Debieche, 2002).

1.4. Modes de pollution

1.4.1. Pollution accidentelle

C'est une pollution locale, massive et ponctuelle, liée principalement aux activités industrielles et agricoles qui peuvent résulter d'accidents lors du transport ou du stockage de produits chimiques, ou de catastrophes naturelles (Tabach, 2005).

1.4.2. Pollution diffuse

C'est une pollution qui résulte de la diffusion de contaminants à travers différents vecteurs de transport, qu'ils soient (ou non) utilisés de manière usuelle pour les usages courants. Le transport éolien du principe actif vers des endroits parfois inaccessibles en est un exemple concret et très inquiétant. Ce type de pollution est peu visible et est due à de multiples rejets de polluants dans le temps et dans l'espace. La pollution de l'eau par les nitrates et les pesticides de l'agriculture est

un exemple de pollution diffuse : elle se produit sur tout le territoire, d'année en année et affecte grandement la qualité des eaux et les écosystèmes (Bourblanc & Brives, 2009).

1.4.3. Pollution anthropique

C'est une pollution souvent attribuée à la présence de la flore dans les eaux surtout si ces dernières sont stagnantes ou si leur renouvellement reste très occasionnel et limité dans le temps ; elle résulte de l'eutrophisation qui est fonction du rapport [azote] / [phosphore] dans l'eau. Ce déséquilibre entraîne, entre autre, la prolifération des plantes et des algues causant ainsi la diminution du taux d'oxygène nécessaire à la vie de la faune et de la flore aquatiques (Adjagodo et *al.*, 2016).

1.5. Types de pollution

La pollution de l'eau comprend toutes les nuisances auxquelles les utilisateurs peuvent être exposés ; elle peut être physique (radioactive, températures élevées, etc.), chimique (agriculture, industrie, émissions urbaines) et microbiologique (émissions urbaines, élevage, etc.). Pour mieux évaluer la charge, il existe des paramètres qui permettent d'estimer le degré en fonction de son type. Les eaux résiduaires industrielles sont spécifiques par leur volume et leur composition. On distingue trois types de pollution.

1.5.1. Pollution physique

Les travaux de Bellan & Pérès (1994) suggèrent que c'est une pollution engendrée par le rejet de l'eau chaude des centrales nucléaires ou thermique dans le milieu marin. Elle peut être liée aux facteurs influant sur l'état physique de l'eau tels que la température, la présence des particules en suspension et le changement qui affecte l'effet réfractaire de l'eau (Mizi, 2006). On distingue trois formes de pollution physique : mécanique, thermique et radioactive.

1.5.1.1. Pollution mécanique

Elle résulte des décharges de déchets et de particules solides apportés par les eaux résiduaires industrielles, ainsi que les eaux de ruissellement. Ces polluants sont soit les éléments grossiers soit du sable ou bien les matières en suspension (Mekhalif, 2009).

1.5.1.2. Pollution thermique

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries...) ont une température de l'ordre de 70 à 80°C qui diminue jusqu'à 40 à 45°C, lorsqu'elle rentre en contact avec les eaux du milieu aquatique entraînant ainsi à un réchauffement de l'eau, qui influe sur la solubilité de l'oxygène. En outre, tout changement de température cause des effets significatifs sur la survie des organismes

aquatiques. Un abaissement important de température ralenti la plupart des réactions chimiques vitales voire les arrêter. Par ailleurs, des augmentations de température peuvent tuer certaines espèces, mais également favoriser le développement d'autres organismes causant ainsi un déséquilibre écologique (Mizi, 2006; Mekhalif, 2009).

1.5.1.3. Pollution radioactive

C'est une pollution occasionnée par une éventuelle radioactivité artificielle des rejets qui trouvent leur source dans l'utilisation de l'énergie nucléaire sous toutes ses formes (installations et centrales d'exploitation de mine d'uranium, traitement des déchets radioactifs). Les éléments radioactifs s'incorporent dans les molécules des organismes vivants. Plus on s'élève dans la chaîne alimentaire, plus les organismes sont sensibles aux rayonnements (Violeau, 2007).

1.5.2. Pollution chimique

La pollution chimique résulte de l'introduction d'un (ou plusieurs) élément (s) indésirable (s) dans la composition chimique de l'eau, destinée à l'origine, à des applications très spécifiques (Mohamed Ben Ali, 2014). Deux types de paramètres permettent d'évaluer l'ampleur de cette pollution à savoir :

- Les paramètres globaux qui résultent de la juxtaposition des effets de plusieurs substances en même temps par exemple : le pH, la conductivité, la turbidité et la demande Chimique en Oxygène (DCO) qui permet d'évaluer l'ensemble de toutes les espèces chimiques oxydables, organiques et minérales, dissoutes ou en suspension.
- Les paramètres spécifiques qui caractérisent un composé particulier ou plusieurs de propriétés chimiques semblables.

La pollution chimique résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle (Mizi, 2006). Elle est regroupée dans deux catégories : Organiques (hydrocarbures, pesticides, détergents, phénols.) et minérales (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...).

1.5.2.1. Pollution chimique organique

Les principaux polluants de l'eau sont des composés organiques qui polluent l'air, le sol, les océans, les rivières ainsi que les eaux souterraines. En effet, leur présence dans l'environnement découle de divers phénomènes liés à l'extraction pétrolière, au transport maritime et à l'utilisation en aval du produit fini (Collard, 2018).

La plupart des produits organiques sont toxiques et peu biodégradables et s'accumulent dans les organismes vivants et enrobent les plantes limitant les échanges vitaux, empêchant ainsi le développement de la faune et la flore. Ils forment aussi un film à la surface de l'eau s'opposant à son oxygénation naturelle et empêchant le passage des rayons lumineux (El Hmaidi et *al.*, 2022).

Les effluents chargés de matières organiques fermentescibles (biodégradables), produits par les industries alimentaires et agroalimentaires (laiteries, abattoirs, sucreries...) provoquent une consommation d'oxygène dissous de ces eaux, entraînant la mort des poissons par asphyxie et le développement (dépôts de matières organiques au fonds des rivières) de fermentation anaérobie (putréfaction) génératrices de nuisances olfactives (Mekhalif, 2009; Mohamed Ben Ali, 2014).

1.5.2.1.1. Hydrocarbures

Les hydrocarbures se dissolvent peu et se présentent généralement sous forme d'émulsion ou de surnageant, contribuant ainsi à la modification des échanges gazeux avec l'atmosphère : ce phénomène prend une importance particulière dans les zones calmes, où le film peut s'étendre sur une grande surface et modifier notablement la tension superficielle de l'eau ; parallèlement, ce film influe directement sur les réactions photosynthétiques qui a pour conséquence une production d'oxygène freinée au milieu (Koller, 2004).

La pollution par les hydrocarbures résulte de plusieurs activités liées à l'extraction du pétrole, à son transport et en aval à l'utilisation de produits finis (carburants et lubrifiants), ainsi qu'aux rejets effectués par les navires (marées noires). Les effets des hydrocarbures dans le milieu marin sont considérables (Hay & Cujus, 2012). La toxicité des hydrocarbures peut être aiguë et chronique.

La toxicité aiguë s'exerce sur l'ensemble des êtres vivants du milieu (végétaux, animaux ou bactéries) et provoque une disparition immédiate des poissons suite à un colmatage des branchies (Mekhalif, 2009).

La toxicité à long terme s'installe quand les hydrocarbures sont ingérés et accumulés dans les différents organismes marins et provoquent des effets néfastes sur des périodes très longues (Schloss et *al.*, 2017). Ce danger est évidemment plus grave lorsqu'il s'agit d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HPA) cancérigènes (méthyle chlorolanthrène, benzanthracènes, benzopyrènes) (Dû-Lacoste, 2008).

1.5.2.1.2. Phénols

La présence du phénol dans l'eau a pour origine les polluants industriels (usine chimique, cokeries, industries pétrochimique, raffineries...), les revêtements bitumeux des canalisations et des réservoirs, la décomposition des produits végétaux et la dégradation des pesticides. Ces produits s'oxydent faiblement, se fixent peu, se filtrent facilement et sont souvent biodégradables (Zaviska et *al.*, 2009), donnant à l'eau un goût extrêmement désagréable et très persistant marqué de chlorophène. A une concentration de 30 mg/kg de phénols, les poissons sont alors impropres à la consommation. Les phénols peuvent être séparés des eaux résiduaires par extraction liquide-liquide, oxydés par le chlore ou l'ozone ou bien détruits par un traitement biologique (Rodier et *al.*, 2009).

1.5.2.2. Pollution chimique minérale**1.5.2.2.1. Métaux lourds**

Les métaux peuvent être essentiels (P, K, Na, Fe...) et non essentiels (Cd, Cu, Co, Mn, Zn, B) pour la croissance des organismes vivants. Une concentration élevée dépassant une certaine norme, devient toxique (Rouane-Hacene et *al.*, 2015). Par ordre décroissant de toxicité spécifique, les métaux sont classés comme suit : Hg < Cr < Ti < Cu < Co < Ni < Pb < Zn. Les métaux lourds sont susceptibles d'être métabolisés et concentrés par les organismes vivants et mis en circulation dans la chaîne alimentaire où leur toxicité augmente. L'irréversibilité de cette pollution est préoccupante du fait qu'il est impossible de les récupérer, une fois dissipés dans la nature (Guendouzi, 2019).

1.5.2.2.2. Cyanures

On appelle cyanure, un poison à action rapide qui peut se rencontrer sous plusieurs formes : gazeuse, liquide et solide. Les cyanures se présentent naturellement dans beaucoup d'aliments et de plantes. L'industrie rejette d'autres composés cyanogènes (installation de cyanuration, galvanoplastie, traitement de minerais...) (Mekhalif, 2009).

1.5.3. Pollution microbiologique

La pollution microbiologique est principalement liée aux eaux résiduaires urbaines. Les points névralgiques les plus importants coïncident avec les points névralgiques de bactéries d'origine fécale (humaine ou animale). Les microorganismes pénètrent le plus souvent dans l'environnement marin par les rejets d'eaux résiduaires municipales non ou partiellement traitées, constituant ainsi (en plus des apports relatifs au tourisme) les apports ponctuels. Les eaux de ruissellement

constituent également une source importante de pollution microbiologique, la plupart du temps, à cause des rejets des eaux usées en amont. Ces apports sont dits diffus.

Les microorganismes pathogènes (virus, bactéries, parasites) présents dans l'eau sont dangereux pour la santé humaine, responsables de maladies hydriques (MTH) ; ceci limite les usages (domestiques, industriels) que l'on peut faire de cette eau. Les bactéries pathogènes (*Vibrionacea*, *Enterobacteriaceae*, ...) sont responsables de la typhoïde. Les parasites sont la cause de plusieurs maladies infectieuses (Hépatite, Méningite, ...) (WHO, 1979).

1.6. Paramètres de mesure de la pollution

L'impact environnemental des rejets d'eaux usées industrielles peut être évalué à travers les augmentations de température, les changements de turbidité et la consommation d'oxygène, ainsi que les effets spécifiques inhérents à chaque polluant ou groupe de polluants. (Koller, 2004).

L'estimation de la pollution industrielle est un problème complexe et délicat qui fait appel à des dosages et des tests de différents paramètres servant à caractériser, de manière globale et pertinente, le niveau de la pollution présent dans les effluents. Parmi ces paramètres, on peut citer les plus importants.

1.6.1. Paramètres organoleptiques

1.6.1.1. Couleur

La couleur des Eaux Résiduaires Industrielles est en général grise, signe de présence de matières organiques dissoutes, de MES, du fer ferrique, précipite à l'état d'hydroxyde colloïdale, du fer ferreux lié à des complexes organiques et de divers colloïdes (Mizi, 2006).

1.6.1.2. Odeur

Les eaux résiduaires industrielles se caractérisent par une odeur de moisi. Toute odeur est signe de pollution due à la présence de matières organiques en décomposition (Hébert & Légaré, 2000).

1.6.2. Paramètres physiques

1.6.2.1. Température

La température, un des facteurs écologiques les plus importants agissant sur les organismes aquatiques, joue un rôle primordial dans la distribution des espèces, aussi bien par ses niveaux extrêmes que par ses variations diurnes ou saisonnières (Derwich et *al.*, 2010).

La plupart des réactions chimiques vitales sont ralenties voire arrêtées par un abaissement important de température. En revanche, l'augmentation de température peut détruire certaines espèces, avoir des répercussions sur les cycles biologiques (Christel, 2009) et favoriser le développement d'autres espèces en entraînant ainsi un déséquilibre écologique. Pour chaque espèce, on définit un référendum thermique, qui correspond à la zone de température où le poisson se tient le plus facilement quand il est libre de se déplacer dans un gradient de température (Koller, 2004). La réglementation nationale exige dans son décret exécutif n°06-141 du 19 Avril 2006, une valeur limite de température (30°C) de rejets d'effluents liquides industriels.

1.6.2.2. Potentiel d'hydrogène (pH)

Les eaux superficielles constituent un système physique-chimique complexe tamponné par les divers équilibres entre les espèces moléculaires ou ionisées présentes. Des pH compris entre 5 et 9, constituent les limites dans lesquelles un développement quasi normal de la flore et de la faune aquatique semble être permis. Par ailleurs, il est souvent difficile d'établir des critères précis en ce qui concerne la vie et la reproduction des poissons (on retient parfois comme zone optimale, celle délimitée par les pH extrêmes de 6,5 et 8,5). En général, les effets du pH se font surtout sentir par l'influence qu'exerce ce paramètre sur les équilibres entre les autres composés du milieu (azote ammoniacal, sulfure de sodium, acide cyanhydrique, ... etc.) lorsqu'ils ont une toxicité variable selon qu'ils se trouvent ou non sous forme ionisée (Koller, 2004). La réglementation nationale exige dans son décret exécutif n°06-141 du 19 Avril 2006, une valeur limite de pH (6,5-8,5) de rejets d'effluents liquides industriels (JORADP, 2006).

1.6.2.3. Turbidité

La turbidité caractérise le degré de non transparence de l'eau et traduit la présence de MES. L'importance de MES dans l'eau, réduit la luminosité et abaisse la productivité du milieu récepteur du fait, en particulier, d'une chute de l'oxygène dissous consécutive à une réduction des phénomènes de photosynthèse. Les MES sont de nature à engendrer des maladies chez le poisson et même l'asphyxie par colmatage de branchies. Par ailleurs, les matières décantables sédimentent dans les zones de frayes et réduisent les possibilités de développement des végétaux et des invertébrés de fond, agissant ainsi sur l'équilibre global de la chaîne alimentaire du système aquatique (Koller, 2004).

1.6.2.4. Salinité

La mesure de la salinité dans l'étude du milieu marin, est importante du fait qu'elle exerce une influence significative sur la densité de l'eau de mer. Représentant la proportion de sels minéraux dissous dans l'eau de mer, elle permet d'identifier les masses d'eaux d'origine différentes et de suivre leurs mélanges au large comme à la côte (Rodier et *al.*, 2009).

1.6.2.5. Oxygène dissous

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'environnement aqueux puisqu'il est le réactif limitant de la principale voie de biodégradation de la pollution organique (Bellan & Pérès, 1994).

La nitrification de l'azote ammoniacal est une source de déficit en oxygène, par ailleurs, des développements de phytoplancton en zones eutrophes, peuvent engendrer des sursaturations. L'appauvrissement du milieu en oxygène dissout provoque l'apparition de pollutions bactériologiques impliquant des maladies infectieuses, alors que le phénomène de corrosion est proportionnel aux teneurs élevées de l'oxygène dissous (Mohamed Ben Ali, 2014).

La consommation d'oxygène consécutive à la minéralisation de l'azote ammoniacal par les bactéries nitrifiantes du milieu est très importante puisque l'oxydation de 1 mg d'azote ammoniacal en nitrates s'accompagne d'une consommation de l'ordre de 4,5 mg d'oxygène. Les rejets présentant une charge élevée en azote réduit, peuvent engendrer des phases d'asphyxie du milieu lorsque la dilution est insuffisante. Enfin, par l'intermédiaire du phénomène d'eutrophisation, les rejets d'azote et de phosphore sont indirectement de nature à entraîner de fortes variations journalières du taux d'oxygène du milieu aquatique : en effet, ce taux peut significativement chuter la nuit, où une consommation élevée d'oxygène due à une biomasse surabondante se substitue à sa production photosynthétique diurne (Koller, 2004).

1.6.2.6. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension sont les particules de toutes tailles qui peuvent être extraites du liquide qui les contient par filtration ou centrifugation. Mesurées par pesée après filtration ou centrifugation et séchage à 105°C. La méthode par centrifugation est plus particulièrement réservée au cas où les méthodes par filtration ne sont pas applicables par suite d'un risque élevé de colmatage des filtres. Leur présence dans le milieu, correspond à la pollution insoluble particulière, c'est-à-dire à la totalité des particules solides véhiculées par les eaux de rejets industriels (Miquel et *al.*, 2003).

1.6.2.7. Conductivité électrique

La valeur de la conductivité électrique d'une eau résiduaire n'offre que peu d'intérêt, mais par contre, la variation de cette valeur dans une même agglomération et la comparaison avec celle de l'eau de consommation peut apporter des indications sur la charge polluante associée (Rodier et *al.*, 2009).

1.6.3. Paramètres chimiques

1.6.3.1. Demande chimique en oxygène (DCO)

C'est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire qui correspond à la quantité des matières oxydables par oxygène renfermé dans un effluent. Elle représente la plupart des composés organiques (détergents, matières fécales). Elle est mesurée par la consommation d'oxygène par une solution de dichromate de potassium en milieu sulfurique en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure II (complexant des chlorures), à chaud pendant 2H (Rodier et *al.*, 2009).

1.6.3.2. Demande biologique en oxygène (DBO₅)

La demande biologique en oxygène exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction ou à la dégradation des matières organiques par les microorganismes du milieu. Mesurée par la consommation d'oxygène à 20°C à l'obscurité pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique des matières organiques carbonées. L'épuration biologique aérobie complète d'une ERI exige en fait un temps de 21 jours (DBO 21 dit ultime) nécessaire pour l'oxydation des composés azotés biodégradables, ou de 28 jours sinon 35 jours, qui représentent le temps de dégradation de certaines familles d'hydrocarbures (Makhoukh et *al.*, 2011; Saikumari et *al.*, 2020).

Le rapport DCO/DBO₅ est l'indice de la biodégradabilité d'une eau. Pour qu'une pollution soit dégradable, le rapport est inférieur à 2,5 (Mizi, 2006; Rodier et *al.*, 2009).

1.6.3.3. Carbone total organique (COT)

Il détermine les propriétés variables du carbone organique dissous et particulaire, du carbone organique provenant de substances volatiles et du carbone minéral dissous. Sa mesure est réalisée par un analyseur de dioxyde de carbone (CO₂) à infrarouge après combustion catalytique à haute température de l'échantillon (Mizi, 2006).

1.6.3.4. Azote total (NT)

Exprimé en mg/l, ce paramètre devient de plus en plus important. Sa valeur globale dans les eaux de rejets industriels recouvre toutes les formes. L'azote global (ou total) est alors défini par :

$$\text{NGL} = \text{Ntotal} = \text{Norganique} + \text{Nminéral} = \text{Norganique} + \text{N}^-\text{NH}_4^+ \text{ (azote ammoniacal)} + \text{N}^-\text{NO}_2^- \text{ (azote nitreux)} + \text{N}^-\text{NO}_3^- \text{ (azote nitrique)}$$

C'est la somme d'azote des formes réduites (organiques et ammoniacal) est appelé azote de Kjeldahl et l'azote des formes oxydées (NO_2^- , NO_3^-) (Rodier et *al.*, 2009).

1.7. Etat de la pollution du littoral algérien

Le littoral est une étendue de terre située aux bords des océans, des mers ou des rivières. Le littoral algérien, partie du bassin méditerranéen, s'étend sur 1622 km et se caractérise par une multitude de paysages très diversifiés et très riches (plages, falaise, massifs forestiers, parcs naturels...). Il constitue un pôle attractif pour le développement et la localisation des différentes activités économiques notamment industrielles (ONS, 2012). Les espaces côtiers subissent continuellement des agressions résultant des conditions climatiques et naturelles et des activités humaines. L'accroissement démographique abusif, la concentration des populations sur le littoral et la surexploitation des ressources naturelles, rendent ce littoral très fragile et l'exposent continuellement à la pollution.

1.7.1. Pollution domestique

L'approvisionnement en eau potable est devenu difficile dans le monde ; ceci a poussé les pays à avoir recours à la solution de dessalement pour résoudre ce problème de stress. Le dessalement est un moyen permettant de produire de l'eau potable à partir de l'eau de mer ou d'eau saumâtre grâce à une station de dessalement. De nombreux pays méditerranéens (Algérie, Espagne) développent cette technique (Mozas & Ghosn, 2013). Il existe une liaison étroite entre le dessalement et le développement de l'industrie sidérurgique et pétrolière. Le dessalement s'est imposé dans les zones soumises au stress hydrique et dont les ressources en eau sont limitées en qualité et en quantité. Quel que soit le procédé de dessalement utilisé, l'environnement subit des impacts négatifs engendrés par les gaz à effet de serre (GES) liés à la consommation d'énergie, la modification de la composition physicochimique des eaux côtières, l'utilisation de produits chimiques et le rejet de la saumure sur les côtes et dans l'océan.

1.7.2. Pollution industrielle

Le traitement absent des effluents industriels a entraîné une accumulation des déchets industriels dans le milieu récepteur. En 2002, le Ministère de l’Aménagement du Territoire et de l’Environnement (MATE) a enregistré plus 10000 unités industrielles réparties sur le territoire national productrices de déchets dont les principales enregistrent un très fort indice de concentration à l’ouest algérien (Oran : zone industrielle d’Arzew), au centre (Alger) et à l’est algérien (Annaba, Bejaia, Skikda) qui constituent une menace pour la santé humaine et l’environnement. En 2011, l’ONS a enregistré 934 250 entités économiques sur le territoire national. Un total de 435 595 (46, 63%) entités sont localisées dans la zone littorale avec une concentration considérable dans les wilayas d’Alger et d’Oran qui enregistrent respectivement 10,38% (97 019) et 5,66% (52 852) de l’ensemble des entités économiques. Dans le secteur industriel, le nombre d’entités industrielles recensées est de 46 414 entités (49%) de l’ensemble des entités industrielles recensées sur le territoire national (Fig. 1.1).

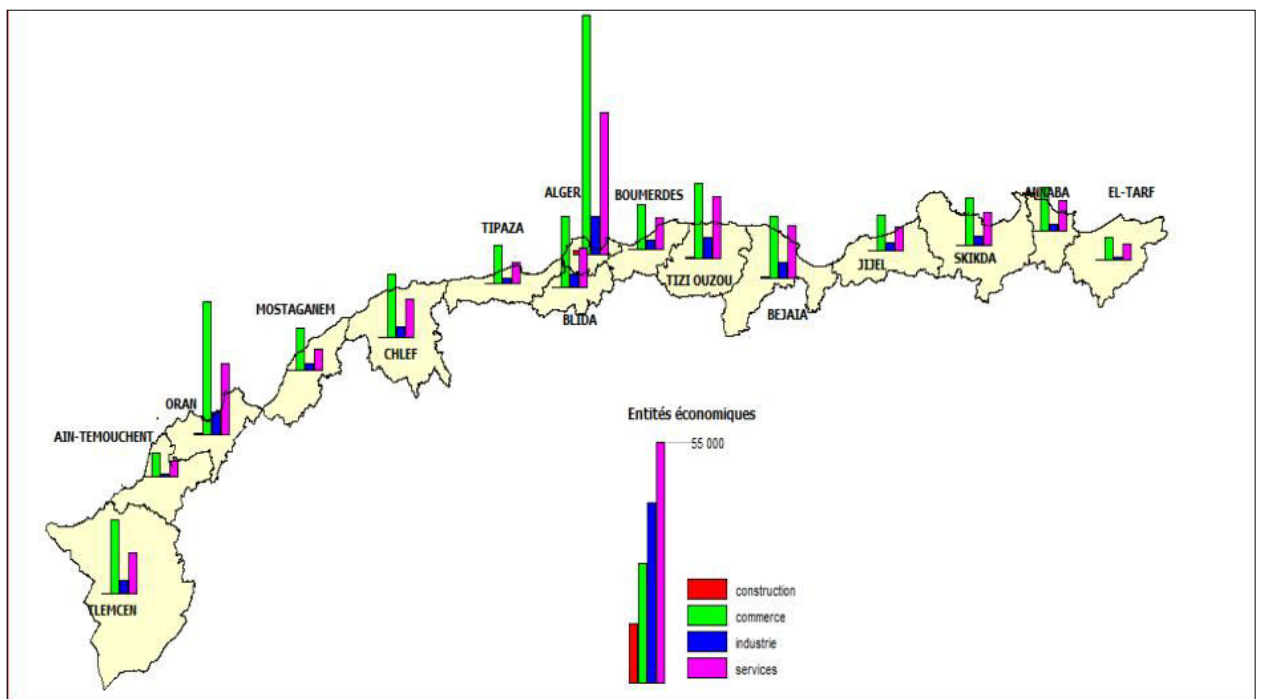


Fig. 1.1 : Entités industrielles des wilayas du littoral par grands secteurs d’activités (ONS, 2012).

Dans le cadre de la mise en œuvre d’une étude de « salubrité » visant à qualifier les zones de pêche, les aires de ponte et les zones destinées au développement de l’aquaculture en Algérie, le Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (MPRH) a réalisé une étude intitulée « étude de salubrité et classification des zones de pêche et d’aquaculture » pour les trois compartiments

marins (eau, sédiment et biotes). Plusieurs paramètres et analyses sont à prendre en considération dont : (i) les paramètres physico-chimiques de l'eau ; (ii) les sels nutritifs ; (iii) le Chlore résiduel; (iv) les matières en suspension et les matières organiques ; (v) les contaminants microbiologiques; (vi) les contaminants métalliques ; (vii) les hydrocarbures totaux et les hydrocarbures polyaromatiques ; (viii) Carbone organique total et (ix) les Biotoxines.

Dans cette étude une carte de salubrité a été réalisée (Fig. 1.2), avec ces principaux résultats :

- (i) Le littoral algérien est un écosystème marin côtier globalement riche en sels nutritifs, moyennement pauvre en chlorophylle et des valeurs conformes au bassin Sud occidental de la Méditerranée ;
- (ii) Il est dominé par la matière organique particulaire ;
- (iii) Il est caractérisé par une pollution géographiquement différenciée, très localisée et essentiellement de type métallique et organique ;
- (iv) La quasi majorité des zones présentent une très bonne qualité microbiologique ;
- (v) Les teneurs en hydrocarbures analysées dans les sédiments restent faibles, très localisées et globalement marginales ; elles ne présentent pas de signes de pollution alarmante comparable à celles rencontrées dans la mer Méditerranée ;
- (vi) La qualité de la matrice biologique (poisson rouget, la moule *Mytilus galloprovincialis* et la Magnoliophyte *Posidonia oceanica*) est globalement satisfaisante, néanmoins la qualité des moules requiert une attention particulière ; et finalement, les sites pilotes sont encore non affectés par les biotoxines (MPRH, 2010).

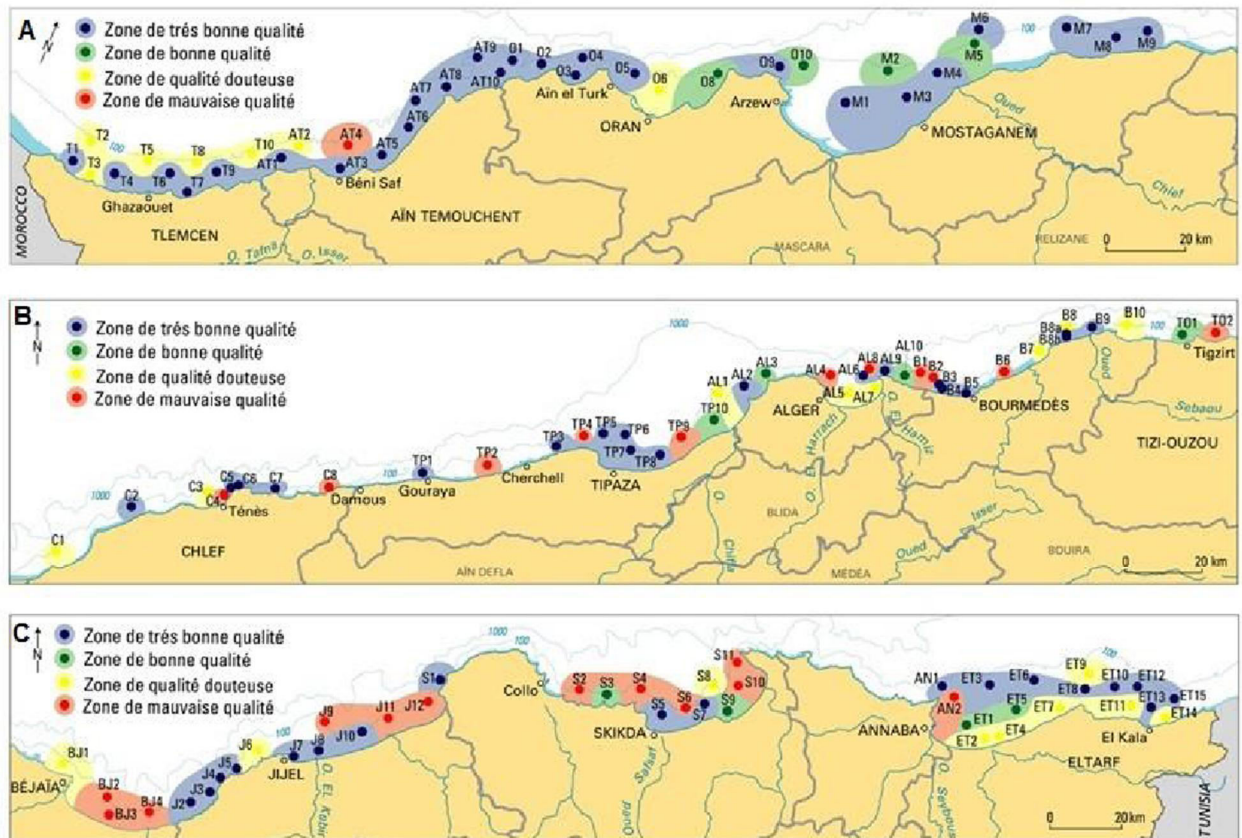


Fig. 1.2. Classification de la salubrité du milieu marin de la côte algérienne (A) : secteur Ouest ; (B) : secteur Centre ; (C) : secteur Est (MPRH, 2010).

Partie I : Synthèse bibliographique

Chapitre 2 : Bioaccumulation des éléments traces métalliques (Pb, Zn, Ni, Fe et Cu) chez la moule : *Mytilus galloprovincialis*.

2.1. Les métaux en milieu marin	23
2.2. Devenir des polluants	31
2.3. Réglementation algérienne pour la protection du milieu marin	33
2.4. Présentation de l'espèce bioindicatrice (La moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>).....	36
2.5. Pêche et consommation de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	45
2.6. Utilisation de la moule en biosurveillance environnementale	45

Le milieu marin est caractérisé par une remarquable stabilité de ses propriétés fondamentales et une grande variabilité de ses micro-constituants.

L'eau de mer contient en solution des combinaisons de tous les éléments chimiques à l'exception de douze (12) éléments (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P et Mn par ordre d'abondance) qui interviennent pour 99,4 % en masse du total de la croûte terrestre. Les soixante-huit (68) éléments traces ne représentent en masse que 0,6 % du total et sont à des concentrations inférieures à 10^{-6} dans l'eau de mer (Miquel, 2001) ; ils sont engagés dans des réactions biochimiques et contribuent à l'équilibre du milieu marin. En revanche, l'apport de contaminants métalliques par l'intermédiaire des effluents industriels et de l'atmosphère, des fleuves et de leurs estuaires, peut modifier la composition de l'eau de mer qui peut devenir toxique pour les plantes et les animaux (Casas, 2005).

L'étude des interactions entre polluants et barrières biologiques, est d'un grand intérêt pour la compréhension des phénomènes écotoxicologiques, notamment la bioaccumulation et la migration à travers la chaîne trophique. Les processus impliqués sont très complexes, incluant les contaminants (taille moléculaire, différenciation des espèces, etc.), les organismes accepteurs (propriétés membranaires, composition chimique, processus actifs, etc.), l'environnement intracellulaire et extracellulaire (température, pH), etc.) (Casas, 2005).

En chimie, les métaux lourds sont généralement définis sur la base de leurs propriétés physicochimiques.

En science du sol, il est convenu de parler "d'éléments traces métalliques" qui désignent des composés minéraux présents à très faible concentration.

En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus biologiques) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants.

En nutrition et en agronomie, ils peuvent même être assimilés à des oligoéléments indispensables à certains organismes, en particulier par leur action catalytique au niveau du métabolisme.

Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le manganèse, le nickel, le plomb, l'étain et le zinc.

2.1. Métaux dans le milieu marin

Le milieu marin représente la destination finale de tous les déchets. Le manque de contrôle des déchets domestiques et industriels (Belcheva et *al.*, 2015) explique une partie de la dispersion entre les compartiments environnementaux qui s'est accélérée en raison du besoin humain. Le potentiel de bioaccumulation des métaux dans le biote marin exposé via l'eau, ou la chaîne alimentaire sont donc particulièrement préoccupants car la conséquence ultime est la grave détérioration des écosystèmes marins et un risque accru pour la santé humaine lié à la consommation de produits de la mer (Santos-Echeandía et *al.*, 2021).

Les métaux, éléments chimiques de dureté et de malléabilité connue, sont d'excellents conducteurs thermiques et électriques qui se combinent facilement avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'Antiquité (Ait Mohamed Amer, 2010). A l'état de traces, ils sont nécessaires aux êtres vivants. En revanche, à concentration élevée, ils présentent une toxicité plus ou moins forte. Leur présence dans l'environnement résulte de causes naturelles et des activités humaines et pose un problème particulier, car les métaux lourds s'accumulent et ne sont pas biodégradables dans l'environnement.

Les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligoéléments), mais certains peuvent s'avérer contaminants (ou toxiques) pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré. C'est le cas du fer, du cuivre, du zinc, du nickel, du cobalt, du vanadium, du sélénium, du molybdène, du manganèse, du chrome, de l'arsenic et du titane (Miquel et *al.*, 2003). D'autres éléments ne sont pas nécessaires à la vie et peuvent être même préjudiciables comme le mercure, le plomb, le cadmium et l'antimoine (Gonzalez, 2017).

Cependant, il existe un certain nombre de variables environnementales naturelles (géologie, hydrologie, biogéochimie et océanographie) qui provoquent la concentration de certains métaux dans les moules de certaines zones (Campillo et *al.*, 2019).

L'appellation « éléments en traces métalliques » (ETM) ou par extension « éléments traces » est communément utilisée pour désigner les éléments métalliques naturels, caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g/cm³. Ces métaux lourds ne présentent pas tous les mêmes risques en raison de leurs effets sur les organismes, leurs propriétés chimiques, physico chimiques et biologiques. Leur toxicité est très variable et leur impact sur l'environnement très différent.

Les utilisations des métaux sont multiples et très diversifiées, depuis les additifs de plomb dans les carburants jusqu'aux sels d'argent de l'industrie photographique, au nickel ou au cadmium des batteries d'accumulateurs, au zinc des gouttières ou au chrome des aciers inoxydables, au cuivre de l'industrie électrique ou à l'arsenic des produits phytosanitaires (Gonzalez et *al.*, 2007).

Les sources de contamination le sont par conséquent, durant toutes les phases d'élaboration, d'utilisation et/ou de recyclage de ces produits. Des métaux sont rejetés dans l'environnement, soit directement dans les eaux continentales ou marines, soit dans l'atmosphère transportés par les vents, associés aux aérosols avant de se déposer par voie sèche ou humide à la surface de la terre ou de l'océan. Ainsi, les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (sources naturelles), ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique).

De ce fait, les métaux présentent un danger potentiel pour les consommateurs de produits marins suite à leur possibilité de concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique (Chiffolleau et *al.*, 2001).

2.1.1. Plomb

2.1.1.1. Propriétés fondamentales

Le plomb (Pb) est un élément chimique, métallique, dense et ductile, d'un gris bleuâtre. Il existe sous trois formes essentielles : le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire. Sous forme dissoute, les espèces dominantes dans l'eau de mer sont : le carbonate de plomb (PbCO_3), le bichlorure du plomb (PbCl_2) ou le chlorure de plomb (Pb Cl). Il est généralement associé au zinc et stocké dans le sol sous forme de minerai. On peut le rencontrer aussi dans les poussières de silicate, les aérosols volcaniques, les fumés de feux de forêt, les sels marins. Sa concentration naturelle dans les eaux continentales est de 0,5 $\mu\text{g/l}$, elle est de 0,015 $\mu\text{g/l}$ dans l'eau de mer et de 0,0006 $\mu\text{g/m}^3$ dans l'atmosphère (Gueddah, 2003).

De même, le Plomb peut-être méthylé par les bactéries dans les sédiments. Il présente aussi une forte affinité pour la matière particulaire. A peine 10 % du Plomb se trouve sous cette forme dans l'océan. L'adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH, elle augmente avec ce dernier (Gonzalez, 2017).

2.1.1.2. Utilisations du plomb

Le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais, mais aussi à de nombreux autres éléments (Cu, Cd, Bi, Sb, Ge, As, Ag, Au) qui sont récupérés lors des opérations métallurgiques. Le principal minerai du Plomb est la Galène (PbS) très souvent associé à la Blende et à la Pyrite (Chiffolleau *et al.*, 2001). L'utilisation du Plomb est directement liée à la métallurgie. Ajouter du Plomb à l'essence comme antidétonant est, aujourd'hui, prohibée (Miquel, 2001).

2.1.1.3. Cycle et sources du plomb

Les émissions artificielles du plomb dans l'eau et les sols ont essentiellement pour origine les fonderies de métallurgie et les incinérateurs d'ordures. Les gainages de câbles en alliage de plomb qui garantissent l'étanchéité et le blindage électrique ou certains insecticides enrichissent également le milieu. Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques (Cossa *et al.*, 1993).

Au cours des deux derniers siècles, il y a eu des concentrations en plomb dans les glaces polaires ayant intégré la retombée atmosphérique (Fassin, 2021). Cette augmentation est en relation avec l'accroissement des émissions anthropiques. Les apports de plomb à l'océan se font majoritairement par voie atmosphérique par la combustion des carburants automobiles.

Dans les sédiments, le plomb peut être remis en solution par dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle il est associé. Cette solubilisation s'observe également en subsurface par dissolution des oxydes de Fer et de Manganèse (Gorny, 2015).

2.1.1.4. Propriétés biologiques et toxicité du plomb

Chez l'Homme, le plomb est un poison cumulatif responsable du saturnisme et administré dans l'organisme et quotidiennement par l'air, l'eau, les aliments et la cigarette. Cette maladie se caractérise par une anémie et une perturbation du métabolisme par compétition avec les ions du calcium. L'empoisonnement par le plomb varie avec la durée et l'intensité de l'exposition (Casas, 2005). Les principaux organes cibles sont le système nerveux, les reins et le sang.

La dose hebdomadaire acceptable (DHA) est recommandée par la FAO/WHO évaluée à PTWI = 3,0 mg/semaine par personne adulte (WHO, 1995). Par convention, la D.H.A pour le plomb a été fixée à 350 µg/L de sang. Un apport alimentaire qui contient à peu près 100 µg/L, contribue à augmenter la plombémie de 10 µg/l, alors que 1 µg/m³ d'air pouvait l'augmenter de 2 à 3 µg/L (WHO, 2004).

Les doses létales du plomb (sel minéral), sont souvent supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau de mer (4 mg. L⁻¹). En 2005, Casas affirme que le Plomb inorganique peut donc être considéré comme toxique (CL : 1 à 10 mg/L) ou modérément toxique (CL : 10 à 100 mg/L).

Le seuil de qualité sanitaire réglementaire est de 1,5 mg.kg⁻¹ (poids du corps) du règlement européen CE 221/2002 (Sahli, 2012).

Des effets sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques ont été enregistrés à partir de 0,5 µg. L⁻¹ de plomb. Les invertébrés marins au stade embryonnaire sont plus sensibles que les adultes. La concentration inhibitrice du développement embryonnaire de la moule *Mytilus galloprovincialis* est d'environ 500 µg. L⁻¹. De plus, à cette concentration, un grand nombre de larves sont anormales. L'effet toxique du Plomb peut se traduire par une compétition avec des métaux essentiels. Chez la moule *Mytilus edulis*, à une concentration en plomb (0,1 mg. L⁻¹), il existe une perturbation du métabolisme des autres métaux divalents : notamment le calcium, le magnésium et le cuivre (Gonzalez, 2017).

Le saturnisme des oiseaux existe chez les spécimens ayant ingéré du plomb de chasse (Lefranc, 2013).

La limite pour l'utilisation du Plomb dans les boues d'épuration agricole est de 0,8g/kg de matières sèches (MS). Quant aux rejets industriels, la teneur est limitée à 0,5 mg/L (Pb et composés) (Casas, 2005).

2.1.2. Zinc

2.1.2.1. Propriétés fondamentales du zinc

Le zinc est un élément chimique métallique, bleuâtre, de symbole Zn et de numéro atomique 30. Il est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments) en particulier comme coenzyme. Il existe dans l'eau de mer sous diverses formes : ion hydraté (Zn(H₂O)²⁺), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques) et zinc adsorbé sur de la matière solide (Sahli, 2012).

2.1.2.2. Utilisations du zinc

Le Zinc est principalement utilisé pour les revêtements de protection des métaux contre la corrosion (galvanoplastie, métallisation, traitement par immersion). Il entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliages légers). Il est utilisé dans la construction immobilière, les équipements pour l'automobile, les chemins de fer et dans la fabrication de produits laminés

ou formés. Il sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique (Rouane-Hacene, 2013).

2.1.2.3. Cycle et sources du zinc

Le zinc entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins. Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). Dans les zones portuaires, le zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et est contenu dans certaines peintures antisalissure.

2.1.2.4. Propriétés biologiques et toxicité

Le zinc est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme (besoins 15 mg. Jour-1). En 2021, Denai et *al.*, mentionnent que les dérivés chlorés du zinc peuvent causer un œdème pulmonaire souvent mortel. Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (Rouane-Hacene, 2013). Les produits piscicoles, sont la source majeure de zinc pour le consommateur. L'inhalation de la vapeur d'oxyde de Zinc provoque :

- la fièvre ;
- une irritation de la gorge et toux ;
- des douleurs musculaires ;
- des irritations gastriques et divers effets sur le foie et les poumons.

En 1993, Cossa et *al.* reportent qu'il existe une relation très étroite entre la consommation de l'eau potable qui circule dans les conduits (tuyaux) galvanisés et l'intoxication par le zinc.

En agriculture, le zinc se concentre dans les sols, perturbe la croissance des végétaux par détérioration de l'appareil chlorophyllien.

Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il s'agisse, à de fortes concentrations, sur la reproduction des huîtres et la croissance des larves (Casas, 2005).

2.1.3. Nickel

Le nickel est un élément chimique, métallique, blanc argenté de symbole Ni et de numéro atomique 28. Il est assez peu réparti dans l'écorce terrestre, dans les météorites et sous forme combinée dans des minéraux. Le nickel est classé parmi les éléments traces dits métal probablement essentiels (Casas, 2005).

Dans l'eau de mer, le Ni est majoritairement (47 %) sous la forme Ni^{2+} . La salinité du milieu influence sur la toxicité du nickel qui est plus forte aux faibles salinités, à contrario la toxicité augmente en fonction de la température (Andral *et al.*, 2004).

Ses affinités avec la matière organique et en suspension font de lui un métal peu toxique. Sa toxicité dépend notamment du pH, de la présence conjointe d'autres métaux ou polluants ainsi que du mode et de la voie d'exposition (Rouabhi, 2020). Il est moins toxique sous ses formes ioniques (Custer *et al.*, 2016). Les organismes marins (hormis les algues) bio accumulent peu le nickel (Andral *et al.*, 2004). Le sulfate du nickel pouvait perturber le développement larvaire des huîtres à des concentrations de 349 $\mu g \cdot L^{-1}$ et des moules à des concentrations plus élevées (891 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Claisse & Raffin, 1994).

Chez l'homme, le nickel peut causer des allergies de contact et être à l'origine d'eczéma des mains, il peut causer aussi des maladies respiratoires, asthme, malformations congénitales, cancers (Vahter *et al.*, 2007).

2.1.4. Fer

Le fer, élément de transition de numéro atomique 26, est un élément métallique blanc argenté, de symbole Fe, magnétique et malléable.

A l'état libre, le fer métallique se trouve dans les météorites, en général allié au nickel. Le fer est un métal nutritif essentiel pour la croissance du phytoplancton et limitant la photosynthèse (Lavoie *et al.*, 2016). C'est un composant important dans les processus biochimiques comme le transport électronique photosynthétique et respiratoire, la synthèse de chlorophylle, et dans les processus géochimiques tel que la réduction de nitrate et nitrite (Jana, 2009).

Le fer est un élément indispensable aux organismes vivants. Plus que sa concentration environnementale, son éventuelle dangerosité dépend des conditions physicochimique (e.g., pH) qui définissent la prévalence de ses formes toxiques. Des effets létaux et sublétaux ont été observés chez des bivalves dulçaquicoles en réponse à une exposition au fer de 1 mg/L (Rouabhi, 2020).

Ainsi, le fer devient toxique lorsqu'il se dépose sous la forme d'hydroxyde ferrique sur les branchies (Guendouzi, 2019). Il a été également démontré que les nanoparticules d'oxyde de fer pouvaient causer la carbonylation des protéines, la peroxydation des lipides et des dommages à l'ADN chez *Mytilus galloprovincialis* (Baker et al., 2014). Il peut également influencer la croissance du phytoplancton (Whitfield, 2002).

2.1.5. Cuivre

2.1.5.1. Propriétés fondamentales du cuivre

Le cuivre est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments) (Casas, 2005). Dans les milieux aqueux, le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus :

- Complexation avec des ligands organiques (surtout sur les groupes $-NH_2$ et $-SH$, et dans une moindre mesure sur le groupe $-OH$) ou minéraux,
- Adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulaires,
- Bioaccumulation, présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}), présence des sels (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-}),
- Echange entre les sédiments et l'eau.

La majorité du cuivre rejeté dans l'eau est sous forme particulaire et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans l'eau, le cuivre particulaire représenterait de 40 à 90 % du cuivre. Après introduction du cuivre dans le milieu aquatique, l'équilibre chimique est généralement atteint en 24 heures (Casas, 2005).

2.1.5.2. Utilisations du cuivre

Le cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et de sa conductibilité électrique et thermique. Il est utilisé dans la métallurgie, dans la fabrication des alliages de bronze (avec étain), de laiton (avec zinc) ou de joaillerie (avec or et argent). Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie (Casas, 2005).

L'acétate de cuivre est utilisé comme catalyseur, notamment dans la fabrication de caoutchouc, comme pigment pour les céramiques et les teintures, comme fongicide et comme insecticide. Le

chlorure cuivrique est employé comme catalyseur, agent désodorisant, désulfurant ou purifiant, fixateurs pour la photographie. Il est utilisé pour la production de couleurs dans les compositions pyrotechniques ou encore pour la conservation du bois et le raffinage des métaux. Aussi, le sulfate de Cuivre anhydre est utilisé en analyse pour la détection et l'élimination de traces d'eau provenant des alcools. La forme hydratée est utilisée comme fongicide agricole, bactéricide et herbicides. Il entre dans la composition de la bouillie bordelaise utilisée pour le traitement des vignes.

2.1.5.3. Cycle et sources du cuivre

Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition.

Les principales sources anthropiques sont l'industrie du cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération d'ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate).

Le milieu environnemental le plus exposé au cuivre est le sol (97 %). Sa contamination est due principalement aux scories d'extraction et de broyage des minerais de cuivre, les boues des usines de traitement des eaux usées, les déchets de la galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier. Dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de cuivre (13 %) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement (Casas, 2005). A effet fongicide sur les végétaux, ce métal se retrouve présent dans l'écosystème aquatique récepteur et peut être à l'origine de perturbations au niveau des populations phytoplanctoniques (Casas, 2005). Divers fongicides à base de cuivre sont utilisés pour protéger la vigne (Rouane-Hacene, 2013). De surcroît, en zone Méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion sont susceptibles d'accroître les transferts vers les eaux superficielles des produits phytosanitaires issus du traitement de la vigne, le cuivre inclus (Rouabhi, 2020).

2.1.5.4. Propriétés biologiques et toxicité du cuivre

Le cuivre est un élément essentiel chez l'Homme et l'animal. Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire,

la pigmentation. Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques (Casas, 2005).

La toxicité vis à vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. En particulier, la concentration létale en 48H pour 50 % des larves d'huîtres plates serait de 1 à 3 µg/L et des inhibitions de croissance du phytoplancton se produisent à partir de 4 µg/L (Rouane-Hacene, 2013). Les caractéristiques physico-chimiques du milieu (pH, dureté, teneurs en autres inorganiques) agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et ioniques. Le cuivre complexé est moins toxique que le cuivre à l'état ionique.

2.1.5.5. Bioaccumulation du Cuivre et du Zinc

Le cuivre et le zinc sont des métaux essentiels indispensables à la vie. Les entrées de cuivre et de zinc se font préférentiellement sous forme ionique (Cu^{2+} et Zn^{2+}) par des protéines de transport membranaire (Jost-Tse, 2018). Leur accumulation est donc régulée pour de nombreuses espèces aquatiques par exemple les mollusques, les crustacés, les poissons et les Mammifères (Sarra & Mady, 2017). Les bivalves accumulent ces deux métaux principalement dans l'hépatopancréas, les gonades et les branchies.

2.1.6. Manganèse

Élément chimique métallique cassant, blanc argenté, de symbole Mn et de numéro atomique 25. Il est largement répandu sous la forme de minerais, tels que la pyrolusite (MnO_2). Il est utilisé comme dépolarisant dans les batteries à pile sèche, dans la préparation du chlore, de l'iode et des huiles pour peintures et vernis. Ce qui fait de l'industrie une source potentielle pour cet élément, en plus de sa source naturelle.

2.2. Devenir des polluants

La pollution des eaux marines est localisée dans la zone côtière où s'écoulent les déversements d'usines et des égouts. Les micropolluants minéraux ne s'accumulent pas dans l'eau (réceptrice) elle-même, sont rapidement transférés dans les sédiments où ils sont en partie métabolisés par les organismes vivants et mis en circulation dans la chaîne alimentaire où leur toxicité s'surgit. L'irréversibilité de cette pollution est préoccupante du fait qu'il est pratiquement impossible de récupérer ces métaux, une fois dissipés dans la nature ; leur rémanence est la cause même d'une accumulation difficilement contrôlable.

Les milieux aquatiques sont très sensibles aux ETM par la coexistence des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification. En effet, ces éléments traces se concentrent dans l'eau et les microorganismes aquatiques entraînant ainsi leur bioaccumulation dans les ressources aquatiques. Ces organismes vivants peuvent accumuler les polluants (dont les éléments traces) à des concentrations supérieures à celles de leur biotope.

La bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme. Le processus se déroule en trois temps :

- l'assimilation,
- la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration,
- la bioaccumulation entre individus, ou bioamplification.

2.2.1. Assimilation

Il existe deux voies principales d'exposition aux polluants : la voie externe, par contact (avec l'air ou l'eau...) qui provoque un phénomène d'adsorption (la substance toxique reste à la surface), et la voie interne par assimilation ou absorption.

Toute absorption n'est pas dangereuse. D'une part, tout dépend évidemment des concentrations du polluant. D'autre part, il faut s'intéresser à la fraction soluble (biodisponible et assimilable) du métal, présente dans le foie (siège de métabolisation) ou le rein (siège d'excrétion).

Il existe aussi des différences selon les métaux. Le cadmium se concentre presque exclusivement dans le tube digestif, le foie et les reins. Le plomb diffuse également dans la peau, les muscles, la colonne vertébrale. Le mercure (dans sa forme organique) diffuse dans le système nerveux et le fœtus (Gueddah, 2003).

2.2.2. Bioconcentration (Bioaccumulation par l'individu)

La bioaccumulation concerne tous les métaux lourds en général, mais plus particulièrement le mercure, lorsqu'il est présent sous forme organique (méthyl-mercure) qui est sa forme la plus toxique pour l'Homme. Ce processus d'accumulation s'exprime par un ratio entre la concentration du composé étudié (plomb/mercure) dans le milieu (eau/sol) et la concentration dans l'organisme. Ce ratio porte le nom de facteur de bioconcentration (BCF). Il existe une importante différence selon les espèces et les métaux. Les organismes vivants concentrent les métaux beaucoup plus que l'eau et l'air. Les fruits de mer, les mollusques et les crustacés, certains poissons sont d'excellents

capteurs de polluants. Les concentrations de cadmium et de plomb chez les poissons sont de deux à dix fois inférieures à celles des mollusques et crustacés.

2.2.3. Bioamplification (Bioaccumulation entre individus)

Les transferts de métaux entre individus suivent un processus classique (dit transfert trophique). Le polluant, présent dans les algues et les microorganismes est ingéré par un herbivore, lui-même proie pour un carnivore, lui-même proie d'un super carnivore animal ou Homme. En bout de chaîne, on se trouve donc avec un consommateur final ayant bioaccumulé la forme soluble des métaux.

Il peut arriver, pour certains prédateurs et certains métaux, que les concentrations augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique C'est le cas du plomb et surtout du mercure sous la forme méthylée. Le mercure s'accumule à chaque étape et se retrouve concentré en bout de chaîne alimentaire, notamment dans les gros poissons piscivores. On appelle ce phénomène bioamplification ou biomagnification.

2.3. Réglementation algérienne pour la protection du milieu marin

La législation est la science de la connaissance des lois. La réglementation est un ensemble d'indications, de lois, de prescriptions, de décrets, et autres textes juridiques régissant une activité. La réglementation, fondée sur un degré d'information, définit en même temps ce qui est ou peut être toléré et ce qui est interdit en matière de production et de consommation en matière d'environnement. La politique environnementale est née dans un objectif de résoudre les problèmes, de trouver des solutions et de réduire les problèmes environnementaux à travers des seuils limites ou normes à ne pas dépasser. On trouve les principaux textes législatifs algériens relatifs à la protection de l'environnement dans le journal officiel de l'année 2002 (JORADP, 2002), la réglementation du décret couvre plusieurs axes :

- La chasse, la pêche, la navigation maritime, l'occupation des sols, les industries et les installations classées, le transport.
- Les pollutions et les nuisances diverses : déchets, substances chimiques nocives ou dangereuses, fumées, odeurs, bruits et rayonnements ionisants.

La législation algérienne couvre tous les facteurs susceptibles de porter atteinte aux éléments naturels tels que le sol, le sous-sol, les ressources en eau, la mer, l'air, les sites naturels et historiques (littoral, forêts, faune et flore, réserves et parcs naturels). Le parc national, à intérêt

touristique, est une portion de territoire dans laquelle la faune, la flore et le milieu naturel en général sont protégés des activités humaines.

Le texte de base régissant la protection de l'environnement est constitué par la loi cadre n° 83-03 du 05.02.1983 qui a pour objet : la mise en œuvre d'une politique nationale de protection de l'environnement tendant à :

- la protection ;
- la restructuration et la valorisation des ressources naturelles ;
- la prévention et la lutte contre toute forme de pollution et nuisance ;
- l'amélioration du cadre et de la qualité de la vie.

Elle est formée de 140 articles répartis en 6 titres, à savoir :

- I : Dispositions ;
- II : Protection de la faune ;
- III : Protection des milieux récepteurs, atmosphère, eau, mer.

En matière de protection contre les nuisances, cette loi porte les dispositions relatives aux installations classées, aux déchets, à la radioactivité, et aux substances chimiques.

L'étude d'impact est reconnue comme un outil de base pour la mise en œuvre de la protection de l'environnement, nécessaire pour la réalisation de l'aménagement ou des ouvrages qui, par l'importance de leurs dimensions ou de leurs incidences sur le milieu naturel, peuvent porter atteinte à ce dernier.

- IV : Protection contre les nuisances, comprenant des dispositions relatives aux installations classées, aux déchets, à la radio activité, aux substances chimiques et au bruit ;
- V : Etudes d'impact ;
- VI : Recherche et constatations des infractions.

Les mesures de protection de la faune et de la flore portent sur :

- la nature ;
- les espèces animales et végétales ;
- le maintien des équilibres biologiques et la conservation des ressources naturelles ;
- la protection des terres contre la désertification, l'érosion et la remontée des sels dans les terres à vocation agricole ;
- les différentes activités qui sont interdites.

La loi renvoie à un décret pour déterminer les conditions dans lesquelles sont fixées :

- la liste des espèces protégées ;
- La durée des interdictions et la partie du territoire sur laquelle elles s'appliquent ;

- Les modalités d'octroi de l'autorisation de capture.

Depuis l'indépendance, l'Algérie a ratifié une vingtaine de conventions et protocoles internationaux conclus dans le domaine de la protection de l'environnement et portant sur :

- La protection de la mer ;
- La protection des ressources biologiques naturelles ;
- La protection de l'atmosphère ;
- La lutte contre la désertification ;
- Le contrôle des déchets dangereux.

En 2003, l'Algérie a prononcé la loi 03-10 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable. La notion d'environnement durable est née suite au conflit qui oppose les modes de régulation de la nature et ceux auxquels obéit le développement économique pour satisfaire nos besoins présents sans mettre en péril les besoins des générations futures. Cette loi a pour objet la mise en œuvre d'une politique nationale de protection de l'environnement dans le cadre du développement durable. Elle fixe les principes fondamentaux et les règles de gestion de l'environnement :

- La protection ;
- La restructuration et la valorisation des ressources naturelles ;
- La restauration des milieux endommagés ;
- La prévention et la lutte contre toute forme de pollution et nuisance ;
- L'amélioration du cadre et de la qualité de la vie ;
- La promotion de l'utilisation rationnelle des ressources naturelles disponibles.

La loi institue les prescriptions de :

- Protection de la diversité biologique ;
- L'air et de l'atmosphère ;
- L'eau et des milieux aquatiques ;
- La terre et du sous-sol ;
- Milieux désertiques ;
- La mer et du cadre de vie ;
- La protection contre les nuisances (substances chimiques, nuisances acoustiques).

Elle est formée de 114 articles répartis en 8 titres, à savoir :

- I : Dispositions générales ;

- II : Instruments de gestion de l'environnement ;
- III : Prescriptions de protection environnementale ;
- IV : Protection contre les nuisances ;
- V : Dispositions particulières ;
- VI : Dispositions pénales ;
- VII : Recherche et constatation des infractions ;
- VIII : Dispositions finales.

La gestion de l'environnement se base sur :

- l'organisation d'un système d'information ;
- la définition de normes environnementales ;
- la planification ;
- l'évaluation des incidences environnementales des projets de développement ;
- la définition de régimes juridiques particuliers et l'intervention des individus et des associations au titre de la protection de l'environnement.

Le décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006, définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels, fixe les normes des paramètres indicateurs qui ont été utilisées pour évaluer la qualité du rejet industriel étudié dans ce travail (le chapitre 1 de la partie 3).

2.4. Présentation de la moule : *Mytilus galloprovincialis*

2.4.1. Systématique

La classification des mollusques est basée sur des critères anatomiques qui distinguent les principaux axes taxonomiques, auxquels s'ajoute la répartition géographique. Malgré leur énorme diversité, différents groupes de mollusques présentent une homologie anatomique. (Rouane-Hacene, 2013).

Les lamellibranches (ou bivalves) forment le groupe le plus important des mollusques comestibles. On y trouve les huîtres, les moules et tous les coquillages fouisseurs qui, à l'état naturel, vivent en « bancs » ou « gisements ». Les lamellibranches sont tous aquatiques, fouisseurs en grande majorité marine et représentés par environ 15 000 espèces (Lupo et *al.*, 2021). Leur classification repose sur les variations de la coquille, de la charnière, des sutures palléales ou des branchies ou plus précisément les caractères structuraux des branchies (Guendouzi, 2019). Les mollusques bivalves, en particulier les moules du genre *Mytilus*, ont été utilisés et sont particulièrement adaptés

à des fins de suivi de l'état chimique environnemental des zones marines côtières (Besada et al., 2014 ; Campillo et al., 2017 ; Beyer et al., 2017).

Les Mytilidae, espèces gonochoriques, sont des organismes filtreurs qui se nourrissent principalement de particules organiques dissoutes, de microorganismes (bactéries et virus) et de phytoplancton (Utting & Millican, 1997) en pompant jusqu'à 09 litres d'eau par heure (Rouabhi, 2020).

Le genre *Mytilus*, de la famille de Mytilidés (Pélécytopodes) est principalement défini par la forme de sa coquille, en particulier par son embout en position terminale.

L'espèce *Mytilus galloprovincialis*, dite moule méditerranéenne (Lubet, 1959), est un mollusque bivalve, filibranche (mésobranchiés). Les branchies présentent des simples jonctions interfilamentaires, intergripalliés. A système nerveux typique, anisomyaire, et sont pourvues d'une seule suture palléale (orifice exhalant) (Beaumont & Cassier, 2004) . La longueur de la coquille de ce bivalve varie de 2 à 10 cm (Le Gall, 1970; Weinberg, 1993).

La position systématique de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk, 1816) s'établit comme suit (Lubet, 1973):

Règne : Animalia

Sous- règne : Métazoaires

Phylum : Mollusca

Classe : Lamellibranches (ou Bivalvia)

Sous-classe : Ptériomorphes

Ordre : Filibranchiata

Superfamille : Mytiloidea

Famille : Mytilidae

Genre : *Mytilus*

Espèce : *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1816)

2.4.2. Morphologie externe de la moule

La moule *Mytilus galloprovincialis* présente une coquille allongée très variable, de contour grossièrement triangulaire à subquadrangulaire (Fig. 2.1). Extrémité antérieure de la coquille renflée et pointue, bord ventral comprimé et arrondi. Crochets terminaux assez aigus et incurvés (Dellali, 2001). La zone postérodorsale tend à former une expansion aplatie qui rend le bord ligamentaire assez saillant. Le bord antérieur est très réduit, à aspect de lunule. La sculpture externe est formée de marques d'accroissement. Le périostracum est lisse et très adhérent. La bande

calcifiée infraligamentaire est ponctuée et la charnière avec quelques dentelons sous le crochet (Lubet, 1973; Rouane-Hacene, 2013; Guendouzi, 2019). La couleur de *Mytilus galloprovincialis* est noire violacée extérieurement, avec l'intérieur gris bleuté à violacé, plus ou moins blanchâtre et irisé de reflets nacrés vers la cavité umbonale (Fischer, 1987). Sa taille maximum peut dépasser les 15 cm; en général la taille normale commune est entre 5 à 8 cm (Fischer, 1987).

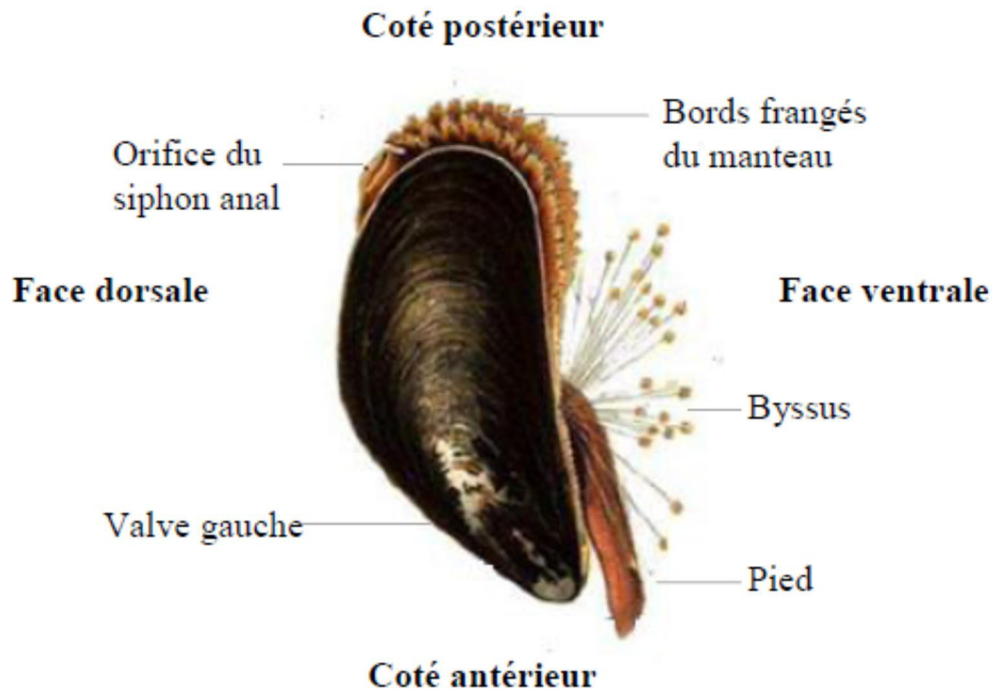


Fig. 2.1 : Morphologie externe de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Khelil, 2007).

2.4.2.1. Coquille

La coquille est sécrétée par la face extérieure et le bord libre du manteau. Elle est formée de trois parties distinctes, de l'extérieur vers l'intérieur :

- Le périostracum est une membrane organique très mince et colorée, reliée au manteau et sécrétée par des cellules glandulaires spécialisées ;
- La couche des prismes est formée de prismes verticaux de carbonate de calcium (calcite) enrobé par une matrice protéique de conchyoline ;
- La nacre est une structure feuilletée constituée de cristaux d'aragonite. La lumière subie en la traversant des décalages de phases d'où les irritations

La croissance de la coquille est un phénomène continu. Dans des conditions normales, la coquille montre des fines stries d'accroissement concentriques qui se forment en toutes saisons

(Rouane-Hacene, 2013). Ces stries d'accroissement sont parallèles aux bords libres des valves, dont la position matérialise le déplacement des bords du manteau aux cours de la croissance (Beaumont & Cassier, 2004). Toute perturbation externe (température, apports trophiques) ou interne (reproduction) entraîne un arrêt de la croissance qui se manifeste par une discontinuité de la coquille (Gagnaire, 2005). Les deux valves peuvent s'entrebâiller ou se renfermer. Elles sont réunies par un ligament élastique dorsal et un ou deux muscles adducteurs (Fig. 2.2). Les ligaments élastiques dorsaux constitués essentiellement de conchyoline sécrétée par le manteau. Le muscle adducteur permet par son élasticité, et grâce à sa position intercalaire, l'écartement des valves (Beaumont & Cassier, 2004). Selon l'espèce de bivalve, il agit par compression (ligament interne) ou par extension (ligament externe). Les charnières antérieure et dorsale assurent l'articulation des valves selon un dispositif d'engrenage plus ou moins complexe, les dents d'une valve pénètrent dans les fossettes de l'autre valve et réciproquement (Beaumont & Cassier, 2004).

2.4.2.2. Manteau

Le manteau est une fonction tégumentaire qui adhère étroitement au corps dans les régions dorsales et latero-dorsale, et se dilate à la base des branchies en deux lobes minces élargis qui délimitent la cavité palléale (Fig. 2.2). Il enveloppe tous les organes auxquels il est rattaché au niveau du muscle adducteur, de la masse viscérale et des branchies (Gagnaire, 2005). Il est composé de deux lobes palléaux, il a plusieurs fonctions :

- La sécrétion de la coquille ;
- Assurer des fonctions sensorielles tactiles (terminaisons nerveuses) et visuelles (ocelles et osphradies) ;
- Intervention dans la nutrition, en participant, au premier tri des particules extérieures ;
- Participation au stockage de matériaux de réserve (lipides, glycogène), à la fonction respiratoire, à la dissémination des gamètes et à la défense par la formation de mucus ;
- Il représente l'une des premières barrières à l'agression par des facteurs externes (Gagnaire, 2005).

•

2.4.2.3. Byssus

La moule *Mytilus* se fixe aux rochers par le byssus (Fig. 2.2). Ce dernier est un bouquet de filaments analogues à la soie et sécrétés par une glande dite « glande byssogène » situé à la base

du pied. Cet ensemble de filaments est brun et coriace (Weinberg, 1993), filaments protéiques, se disposent en faisceau « le byssus », qui durcit au contact de l'eau et se collent au substrat par leur extrémité élargie en lentille (Beaumont & Cassier, 2004). Le byssus assure la fixation temporaire ou définitive des bivalves non fouisseurs (Rouane-Hacene, 2013).

2.4.2.4. Pied

Le pied est inséré en avant de la bosse viscérale est comprimé latéralement et prend l'aspect d'un sac « soc de charrue » (Fig. 2.2). Ces mouvements sont assurés par des muscles protracteurs et rétracteurs, pairs, antérieurs et postérieurs, qui s'insèrent symétriquement sur la face interne des valves de la coquille en avant des muscles adducteurs. Chez la moule, le byssus permet avec le pied de lents déplacements. L'animal se hale sur les filaments du byssus qui se brisent sous l'action du pied au fur et à mesure que d'autres filaments se forment (Beaumont, 2004; Rouane-Hacene, 2013).

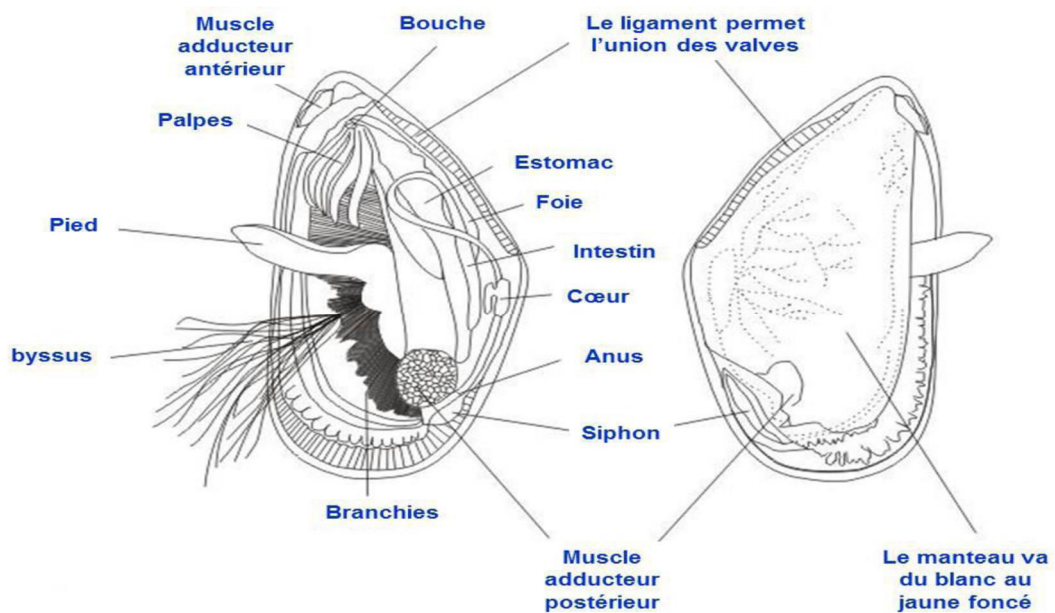


Fig. 2.2 : Anatomie de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Bachelot, 2010).

2.4.3. Physiologie de la moule

2.4.3.1. Alimentation

Mytilus galloprovincialis est un consommateur microphage omnivore c'est-à-dire filtreur non sélectif (Rouane-Hacene, 2013). Elle se nourrit du phytobenthos (diatomées), du phytoplancton et de débris organiques (Utting & Millican, 1997). Pour se nourrir, la moule filtre l'eau de mer à travers ses branchies et récupère les particules alimentaires supérieures à 2-5 μm (Rouane-Hacene, 2013; Guendouzi, 2019). Les cils vibratiles créent des courants d'eau convergeant vers la bouche,

en même temps, l'épithélium branchial secrète un film de mucus dans lequel s'engluent les particules tenues en suspension dans l'eau, arrivé au niveau des palpes labiaux, le film muqueux est soumis à un tri, les matières non alimentaires à l'exception de quelques granules de sable, sont éliminées avec le mucus. Le film muqueux tombe sur le fond, dans certaines régions, il contribue à la formation d'argile (Grassé & Doumenc, 1998). Les branchies peuvent, par pinocytose, absorber directement des particules organiques de petite taille et jouent, de ce fait, un rôle non négligeable dans la nutrition (Beaumont & Cassier, 2004). Il existe, chez la moule, une corrélation entre la taille (donc leur âge) et l'état physiologique des individus et le taux de filtration. L'activité valvaire et l'activité ciliaire sont sous la dépendance de nombreux facteurs externes dont les principaux, outre la durée d'émersion, la température, la salinité, le pH, le débit du courant, la teneur en matière en suspension et la présence de certaines substances dissoutes (His & Cantin, 1995).

2.4.3.2. Excrétion

Les bivalves possèdent deux néphridies en forme U, qui communiquent avec le péricarde qui assure l'excrétion de l'acide hippurique. Les glandes de WEBER rejettent les déchets dans le liquide péricardique, où ils sont repris par amibocytes qui, par les vaisseaux sanguins et les tissus, atteignent le milieu extérieur au niveau des branchies. Les pores excréteurs sont situés dans la région postérieure de compartiment palléal dorsal (Beaumont & Cassier, 2004).

2.4.3.3. Respiration

Les échanges d'oxygène se font par l'intermédiaire des branchies. L'eau chargée en oxygène dissous pénètre dans la cavité palléale via le siphon inhalant. Elle est filtrée par les filaments des deux paires de branchies lamelleuses avant d'être évacuée par le courant exhalant (Fig. 2.3). L'oxygène, ainsi, capté pénètre dans l'hémolymphe pour être distribué dans tout l'organisme. Lorsque la moule se retrouve à l'air libre, elle ferme sa coquille et passe à une respiration anaérobie (Rouane-Hacene, 2013).

2.4.3.4. Circulation

Le cœur de la *Mytilus galloprovincialis* contient trois chambres, qui se composent d'un ventricule central et les oreillettes latérales appareillées ; il est enfermé dans un péricarde et sa fonction primaire est une pompe musculaire pour le transport de la hémolymphe (Nicholson, 1999). La circulation du « sang » dans les lamelles branchiales se fait donc dorso-ventralement c'est-à-dire

au sens inverse du flux d'eau. Il s'agit d'un classique système à contrecourant qui favorise l'absorption de l'oxygène (Chapron, 1999).

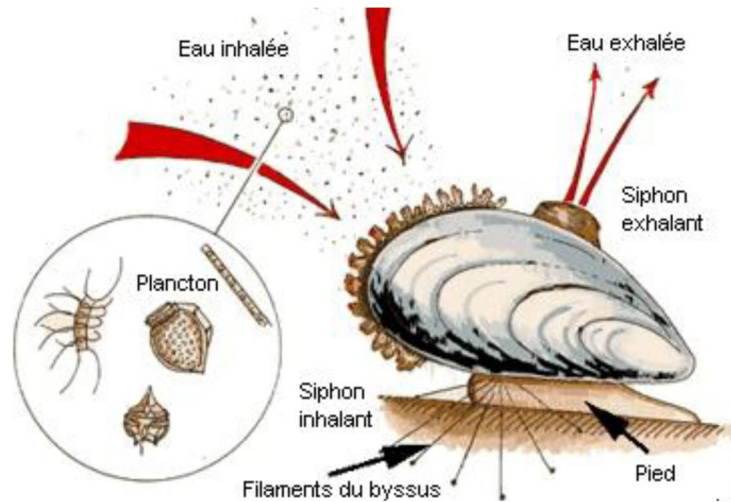


Fig. 2.3 : Système respiratoire chez *Mytilus galloprovincialis* (MPO, 2003).

L'hémolymphe arrive aux cténidies par le vaisseau afférent dorsal situé au niveau des extrémités des feuillets réfléchis des cténidies, puis elle est répartie dans les lames et les lamelles où elle circule dans les lacunes où s'effectue l'hématose. Le sang est ensuite collecté par un vaisseau efférent situé dans l'axe longitudinal puis est ramené au cœur qui le distribue aux différents organes (Chapron, 1999). Le sang est ensuite collecté par un vaisseau efférent situé dans l'axe longitudinal puis est ramené au cœur qui le distribue aux différents organes (Nicholson, 1999).

2.4.3.5. Système nerveux

Le système nerveux des mollusques est composé de troncs pédieux et viscéraux qui s'unissent antérieurement pour former un ganglion cérébral et a pour principale particularité d'avoir les ganglions pleuraux fusionnés avec les ganglions cérébroïdes (Grassé & Doumenc, 1998). Chez les bivalves, les organes de sens sont absents (Jurd, 2000).

2.4.3.6. Reproduction

La période de reproduction des Mytilidés s'étend sur toute l'année avec deux périodes de ponte au minimum (Bensaâd-Bendjedid et al., 2018). Elle se caractérise par une période de repos sexuel très réduite n'affectant qu'un nombre limité d'individus. La moule est sexuellement différenciée. Les stades de reproduction de la moule sont au nombre de trois (Lubet, 1959):

- **Stade 0 : Repos sexuel** : accumulation de réserves (glucides, lipides), épaissement du manteau par compression des follicules, gonoductes et produit génital non visibles ;

- **Stade 1 : Multiplication de la gonie** : les follicules commencent à se développer ;
- **Stade 2 : Progression de la gamétogenèse** : follicules plus apparents, ovules et spermatozoïdes encore immatures ;
- **Stade 3a : Maturation** : les gamètes atteignent leur maturité et sont prêts à être expulsés dans l'environnement ;
- **Stade 3b : Ponte** : libération totale ou partielle des gamètes ;
- **Stade 3c : Restauration** : restauration des gamètes après le frai ;
- **Stade 3d : Procédé de nettoyage des follicules** : dégradation des gamètes résiduelles par les hémocytes.

Pendant la période de reproduction, les ovules de la femelle sont libérés dans la cavité palléale où ils sont fécondés par les spermatozoïdes. Ces derniers, déversés dans l'eau par les individus mâles, sont entraînés dans la cavité de la femelle par la circulation d'eau entrante. La fécondation est donc externe. Les œufs très nombreux (environ 500 000) donnent deux stades larvaires successifs : trochophore et véligère. La larve trochophore se transforme en larve véligère en 24H. Celle-ci se fixe sur un substrat, après 2 à 3 semaines, se métamorphose en jeune moule et devient adulte au bout de 2 ans (Lubet, 1973; His & Cantin, 1995) (Fig. 2.4).

La variation des paramètres environnementaux (température de l'eau, l'alimentation par exemple) peuvent induire différentes modifications physiologiques et réguler par la suite la reproduction, la croissance, la filtration ou la nutrition des bivalves (Rouabhi, 2020). L'accumulation de métaux et de contaminants organiques dans les tissus des moules dépend de l'état de reproduction, avec des concentrations internes plus élevées pendant le repos et pendant la période de reproduction (Gonz'alez-Fern'andez et al., 2016).

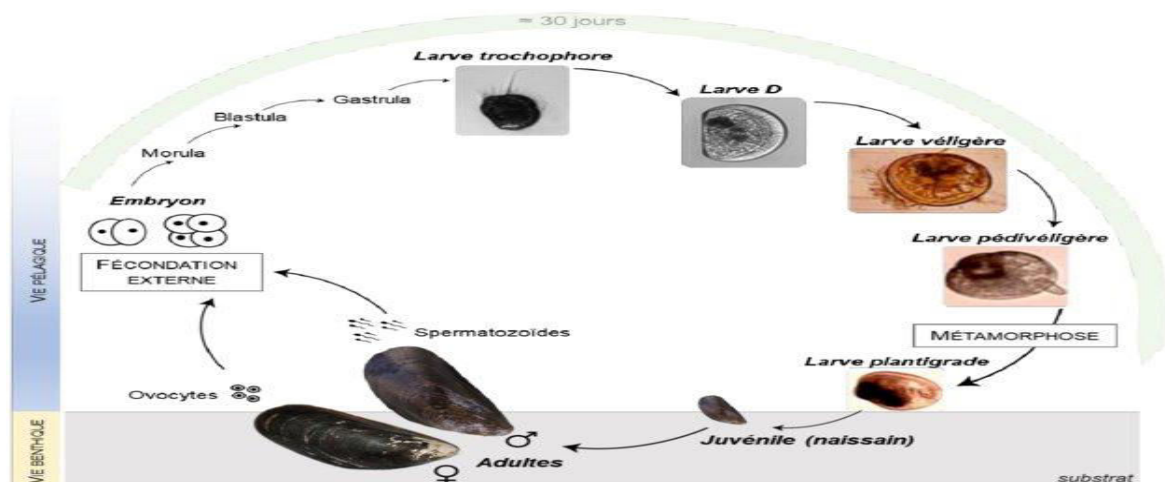


Fig. 2.4: Cycle de reproduction des moules (Charles, 2019).

2.4.3.7. Systèmes de défense

Les mécanismes de défense connus à ce jour chez les mollusques bivalves reposent essentiellement sur les hémocytes. Ces derniers peuvent présenter différentes localisations, dans le compartiment circulatoire (vaisseaux et sinus), mais également dans les tissus (hémocytes fixes : glande digestive, manteau, branchies, gonades). Les hémocytes représentent la première ligne de la défense contre des parasites, des microbes pathogènes, et polluants chimiques chez les mollusques et joue un rôle important dans l'empêchement de la maladie au moyen d'une fonction principale la phagocytose. C'est un mécanisme de défense interne existant chez les vertébrés et les invertébrés (Xue & Renault, 2001; Rouane-Hacene, 2013).

2.4.4. Répartition géographique et habitat

L'aire de répartition de *Mytilus galloprovincialis* s'étend sur la côte atlantique depuis la baie d'Agadir (Maroc) jusqu'aux îles britanniques (Naciri, 1998) et englobe, aussi, l'ensemble du bassin méditerranéen, l'Afrique du Sud, la Nouvelle-Zélande et la Californie (McDonald *et al.*, 1991) (Fig. 2.5).

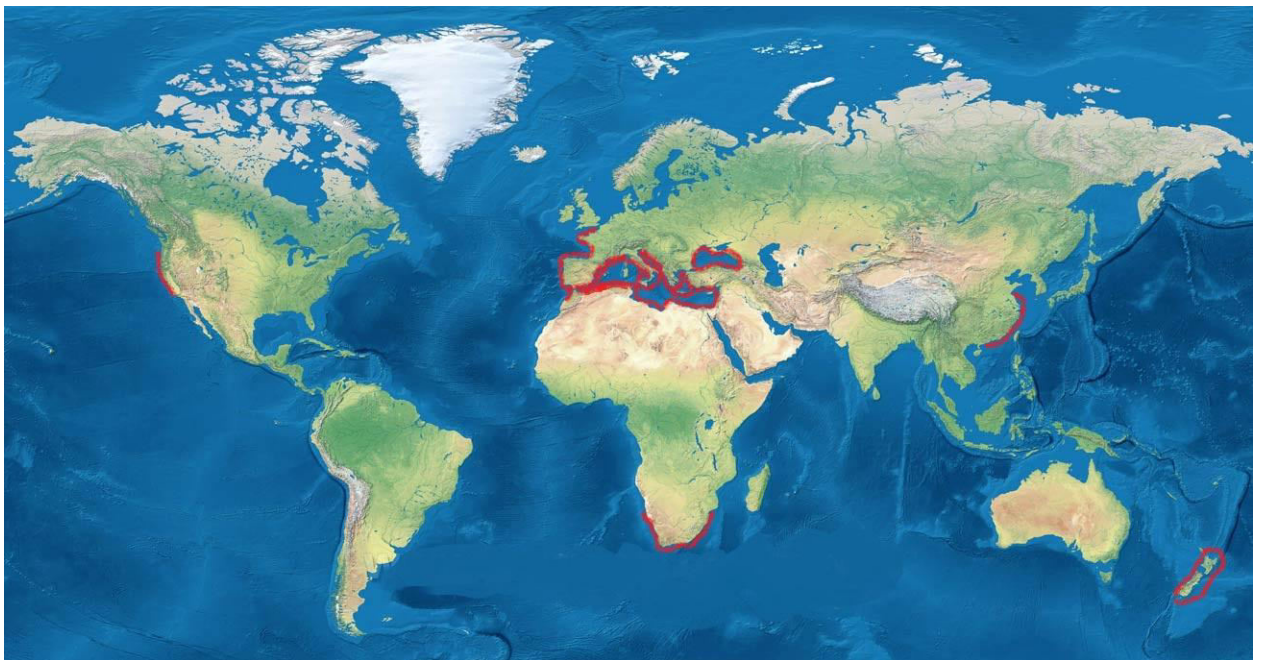


Fig. 2.5 : Répartition géographique mondiale de *Mytilus galloprovincialis*.

Les moules sont des espèces sessiles qui vivent fixées sur substrats durs dans la zone médiolittorale (zone intertidale), elles résistent aux courants, aux chocs des vagues et à l'arrachement grâce aux solides filaments du byssus qui sont soudés au rocher (Rouane-Hacene, 2013). Elles sont pourtant capables de se déplacer après avoir rompu une partie des filaments du byssus et avoir déposé un

peu plus loin sur le rocher une substance protéique qui s'écoule dans le sillon postérieur du pied et se solidifie au contact de l'eau en formant des filaments. Elle se hale ensuite sur ces nouveaux filaments (Rouabhi et *al.*, 2019).

Les moules recouvrent des rochers battus par les vagues, mais peuvent proliférer dans les estuaires où l'eau est moins salée, moins claire et moins agitée (Masson, 1975). Rencontrées aussi dans les ports où les eaux riches en matières organiques les engraisent. Elles se prêtent remarquablement à la mytiliculture et à la capacité de croître dans un large éventail de conditions environnementales (Benali et *al.*, 2015; Touahri et *al.*, 2016).

2.5. Pêche et consommation de la moule *Mytilus galloprovincialis*

La moule *Mytilus galloprovincialis* subit une exploitation intense, à partir des bancs naturels et plus encore par l'aquaculture (mytiliculture). La récolte se fait par chaluts de fond, dragues, râteaux ou à la main (Guendouzi, 2019). Cependant, la culture se fait souvent sur des cordes suspendues à des parcs fixes ou à des bouées. Cette espèce est régulièrement présente sur les marchés. Elle est utilisée fraîche, réfrigérée, congelée, en conserves ou comme appât de pêche (Fischer, 1987).

M. galloprovincialis est principalement cultivée dans des eaux côtières allant de la Galicie (NW Espagne) jusqu'à la Côte Nord Méditerranéenne. Cependant, la production de cette espèce a été aussi reportée dans des pays sud de la Méditerranée, la Russie Fédérale, Ukraine, et l'Afrique du Sud. Cette espèce est aussi cultivée en Chine (Valerio & Michael, 2009). Les données représentées dans la figure 2.6 représentent les statistiques fournies par les états membres de la FAO pour *Mytilus galloprovincialis*. La production mondiale des moules a été très faible avant les années 80s (< 50.103 t), elle subit une augmentation progressive avec un maximum (~ 200.103 t) atteint dans les années 2000. La production actuelle est diminuée, elle ne dépasse pas les 120.103 t.

2.6. Utilisation des moules en biosurveillance environnementale

Les programmes internationaux de surveillance recommandent d'échantillonner toujours les moules à la même période de l'année afin d'obtenir des données comparables pour chaque zone, réduisant ainsi autant que possible la variabilité biologique (c'est-à-dire l'état de reproduction, la disponibilité de la nourriture, etc.) et environnementale (c'est-à-dire la température, la salinité) (Santos-Echeandia et *al.*, 2021).

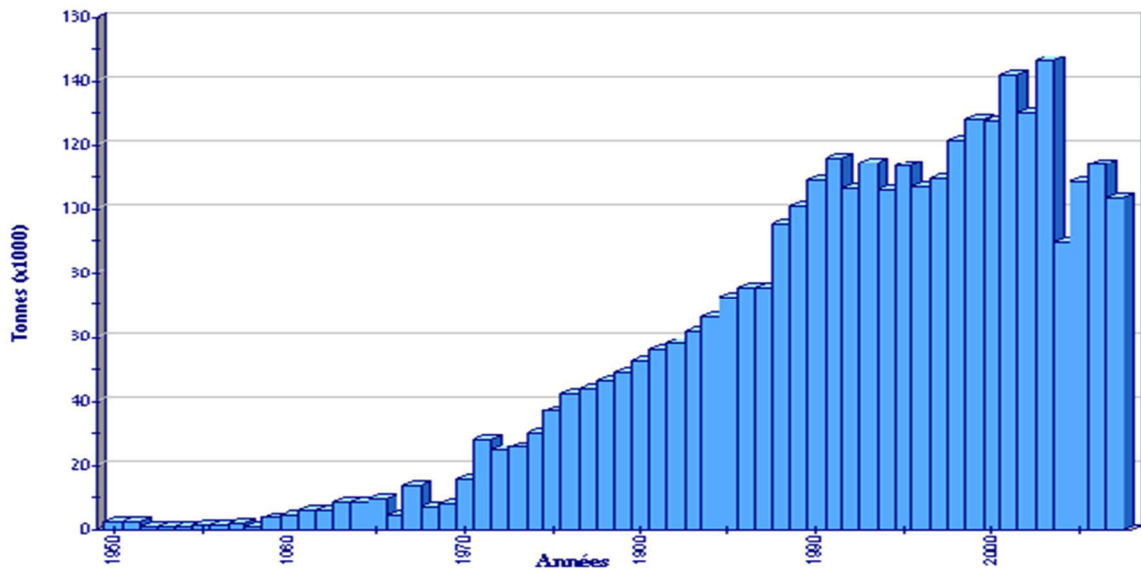


Fig. 2.6 : Production mondiale de *Mytilus galloprovincialis* (FAO, 2022).

En qualité de filtreurs, les mollusques bivalves sont réputés d'être de bons indicateurs de pollution et leur utilisation comme bioindicateur remonte au milieu des années 1970 avec la mise en place du 1er programme de biomonitoring international : « US. Mussel Watch Program » (Goldberg, 1975). On note aussi le programme de biosurveillance de la qualité des eaux côtières par l'utilisation de moules du genre *Mytilus* Mytimed pour la Méditerranée orientale ou Mytilos pour la partie occidentale (Benedicto et al., 2011). L'utilisation d'indice de contamination multi-élémentaire a classé la région ouest algérienne par rapport aux autres régions de l'Algérie comme étant l'une des plus polluées en Méditerranée (Gobert & Richir, 2019). Les moules sont utilisées pour la consommation humaine et sont donc une source potentielle de contaminants pour l'homme (Casas, 2005).

La moule *Mytilus galloprovincialis* est un bivalve largement reconnu comme bioindicateur de pollution par les métaux traces. La moule sauvage (*Mytilus galloprovincialis*) trouvée le long des côtes espagnoles est considérée comme un bon indicateur biologique de la pollution côtière. C'est une espèce sédentaire largement distribuée, facile à échantillonner et résistante aux conditions environnementales changeantes. Grâce à sa faible capacité de détoxification, elle accumule des polluants organiques et inorganiques pour refléter les conditions environnementales (Campillo et al., 2017). Les moules peuvent accumuler des métaux à des concentrations supérieures aux niveaux des milieux aquatiques environnants (Benedicto et al., 2010), ce qui en fait d'excellents traceurs pour surveiller la qualité des eaux côtières (Catsiki & Florou, 2006). La teneur de la moule en métaux dépend étroitement de sa biodisponibilité et de son mode de pénétration (Kantin &

Pergent-Martini, 2007). Elle concentre les métaux présents dans l'eau de mer à partir de trois principales formes différentes :

- Forme dissoute contenue dans l'eau filtrée ;
- Forme organique contenue dans la nourriture ingérée ;
- Forme inorganique particulaire en suspension dans la colonne d'eau (Huang et al., 2007).

Les raisons qui font de *Mytilus galloprovincialis* un bon bioindicateur sont :

- Capacité de bioaccumulation" espèce filtreur" : elle accumule des métaux traces avec un facteur de concentration de 103 à 105 (Cossa, 1989). Les moules sont capables de filtrer jusqu'à 80 L/jour d'eau de mer dans des conditions optimales (Guendouzi, 2019);
- Caractère intégrateur d'une espèce : La moule a une espérance de vie relativement grande (Rouane-Hacene, 2013);
- Critère de représentativité : Espèce sessile qui subit des déplacements mineurs au cours de sa vie (Cossa, 1989); elle s'étend sur une large aire de distribution; Résistante au stress pour être présente et permet la surveillance des milieux les plus pollués (Bélangier, 2009) tout en étant une espèce euryhaline (Cossa, 1989);
- Faisabilité de la biosurveillance : Vu sa taille suffisante et son abondance, la collecte et le traitement des échantillons est facilité (Amiard-Triquet et al., 1999; Rouane-Hacene, 2013; Guendouzi, 2019).

Partie I : Synthèse bibliographique

CHAPITRE 3 : Méthodes d'analyses et de simulation des risques

3.1. Choix des méthodes d'analyse des risques utilisés	50
3.2. Définition des échelles de cotation de la probabilité et de la gravité et de criticité.....	51
3.3. Méthode APR (analyse préliminaire des risques).....	52
3.4. Méthode HAZOP (Hazard and Operability Study).....	56
3.5. Outil de modélisation (PHAFAST v.7.11).....	59
3.6. Description des phénomènes dangereux étudiés.....	60
3.7. Conditions météorologiques	63
3.8. Evaluation de l'intensité des effets	64
3.9. Seuils des effets thermiques.....	64
3.10. Seuils des effets de surpression.....	65

L'analyse des risques est une émanation de la nouvelle approche de la législation en matière de santé et sécurité au travail (Alfers, 2011). Autrefois, la réglementation consistait en un recueil de prescriptions techniques très précises où on imposait la façon dont un appareil devait être construit et dans de nombreux cas aussi comment il fallait l'utiliser pour garantir la sécurité et la santé des travailleurs (Falzon, 2004) ; ceci offrait l'avantage d'être très claire, chacun savait ce qu'il devait faire pour respecter la réglementation (Chevassus-au-Louis, 2007).

Récemment, le décret exécutif n°21-319 du 14 août 2021, présente de nouvelles exigences relatives aux études de dangers (EDD) dans le domaine d'hydrocarbures et l'Union européenne a imposé l'obligation des résultats où on laisse à l'employeur la liberté de choisir les moyens pour atteindre les objectifs synonymes d'un travail sain et sûr, sous certaines conditions sociales (DGHT et *al.*, 2006). Le risque peut être défini comme la probabilité de ne pas atteindre l'objectif de maintien du bien-être au travail et l'analyse des risques comme un examen destiné à voir quelles mesures doivent être prises pour pouvoir réaliser les objectifs (Mazouni, 2008).

L'analyse des risques consiste en une identification systématique et permanente et en une analyse de la présence de dangers et de facteurs de risque dans des processus de travail et des situations de travail concrètes sur le lieu de travail dans une entreprise, un chantier ou une institution (Chevassus-au-Louis, 2007). Cette définition a une signification très large et ne peut être limitée à l'application de certaines méthodes pour analyser des risques constatés (DGHT et *al.*, 2006). La première étape de l'analyse des risques d'une activité est la recherche des situations à risque pouvant conduire à l'événement redouté préjudiciable à sa poursuite, en utilisant des outils et des méthodes maintenant prouvées (Larouzée, 2015). Ces méthodes constituent l'essentielle issue du domaine de la sûreté de fonctionnement développée dans l'industrie nucléaire, aéronautique et chimique (Guertarni, 2019). Le choix de retenir un outil d'analyse des risques s'effectue à partir de son domaine d'application, d'une approche inductive, d'une défaillance ou d'une combinaison de défaillances. Il s'agit alors d'identifier les conséquences de ces défaillances sur le système (ou son environnement) c'est-à-dire qu'on débute des causes pour identifier les effets (Mortureux, 2001).

Les principales méthodes inductives utilisées dans le domaine des risques accidentels sont : l'Analyse Préliminaire des Risques (APR), l'Analyse des Modes de Défaillance, de leurs Effets et de leurs Criticité (AMDEC), HAZOP, l'analyse par arbre d'évènement et What-if. A l'inverse, dans une approche déductive, le système est supposé défaillant et l'analyse porte sur l'identification des causes susceptibles de conduire à cet état. On part alors des effets pour

remonter aux causes. L'analyse par arbre des défaillances constitue une des principales méthodes déductives (INERIS, 2006).

Bien entendu, le domaine d'application et le niveau de détail sont également fonction des compétences et de l'expérience des personnes qui mèneront ce travail. En d'autres termes, certains outils peuvent être adaptés afin d'être utilisés dans un domaine d'application sensiblement différent de leur domaine d'origine.

Dans notre étude, on va utiliser, en premier lieu, la méthode APR (Analyse Préliminaire des risques) qui consiste à identifier dans un premier temps les situations de dangers portant sur le stockage de la gazoline (C₅+) pouvant conduire à la libération d'une partie des potentiels de dangers susceptibles d'être directement ou par effets dominos à l'origine d'un accident, tout en étant confronté aux données issues du retour d'expérience disponible. Ensuite, l'utilisation de la méthode HAZOP, permet l'identification des causes et des conséquences possibles des dérives des paramètres de fonctionnement de la ligne de stockage et d'expédition de la gazoline, et la réaction des différentes barrières de sécurité pour la maîtrise des risques liés au stockage de ce produit inflammable.

3.1. Choix des méthodes utilisées d'analyse des risques

Les méthodes d'analyse des risques doivent être choisies en fonction des caractéristiques des installations à étudier et du niveau de détail recherché. Ainsi, il est possible de différencier les méthodes telles que l'APR réservée à une analyse « en surface » des risques ou à des installations peu complexes (Mortureux, 2002) et les méthodes dédiées à une analyse plus détaillée et généralement centrée sur des systèmes thermo hydrauliques, comme HAZOP (HAZard and OPerability study). Le domaine d'application et le niveau de détail sont également fonction des compétences et de l'expérience des personnes qui mèneront ce travail. En d'autres termes, certains outils peuvent être adaptés afin d'être utilisés dans un domaine d'application sensiblement différent de leur domaine d'origine.

Avant d'entamer la partie méthode, il est primordiale de définir l'importance de l'évaluation des risques à travers la matrice de risque, également appelée la matrice conséquence/vraisemblance (IEC, 2019).

La matrice des risques est un outil utilisé pour évaluer la probabilité de survenance des risques liés à un projet ou à une situation et leurs conséquences en permettant d'identifier les risques les plus importants à traiter et la manière dont ils doivent être traités ; elle donne immédiatement une vue

d'ensemble sur le degré de criticité des risques, et permet de les catégoriser afin de mieux les gérer et identifier ceux sur lesquels il faut agir en priorité.

3.2. Définition des échelles de cotation de la probabilité, de la gravité et de criticité

Les échelles de cotation utilisées sont celles publiées par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) dans l'arrêté du 29 septembre 2005 relatif à l'évaluation et à la prise en compte de la probabilité d'occurrence, de la cinétique, de l'intensité des effets et de la gravité des conséquences des accidents potentiels dans les études de dangers des installations classées (IC) soumises à autorisation et selon les exigences contractuelles (Légifrance, 2005).

La matrice comporte trois zones : rouge, jaune/orange et verte

- Zones rouges : contiennent les risques les plus graves qui sont extrêmement susceptibles de se produire et d'avoir un impact significatif sur l'entreprise s'ils se produisent. Ces types de risques doivent être atténués dès que possible car ils peuvent causer des dommages importants à la réputation ou aux finances de l'organisation (Tab. 3.1)
- Zones jaunes (zone ALARP : As Low As Reasonably Practicable) : contiennent des risques à faible impact qui sont peu probables mais possibles de se produire. Ces types de risques doivent être surveillés de près afin de pouvoir réagir rapidement si quelque chose se produit afin qu'il n'y ait pas de dommages durables causés par l'événement. Zone Orange : On considère que les risques de cette zone sont gérables. Pour ces risques-là on peut planifier des actions préventives et/ou correctives (Tab. 3.1)
- Zones vertes : contiennent des risques moins graves que les rouges mais toujours très susceptibles de se produire. Les risques de cette catégorie doivent être atténués dès que possible car ils peuvent causer des dommages qui pourraient affecter votre réputation ou vos finances s'ils ne sont pas contrôlés trop longtemps (Tab. 3.1).

Tab. 3.1. Matrice de criticité (Légifrance, 2005).

Niveau	Probabilité 5	Probabilité 4	Probabilité 3	Probabilité 2	Probabilité 1
Gravité 1	[2]	[2]	[2]	[3]	[3]
Gravité 2	[2]	[2]	[2]	[3]	[3]
Gravité 3	[2]	[2]	[2]	[3]	[3]
Gravité 4	[1]	[1]	[2]	[3]	[3]
Gravité 5	[1]	[1]	[1]	[1]	[2]

Tab. 3.2. Echelles de probabilités (Légifrance, 2005).

Type d'appréciation	Classe de probabilité				
	5	4	3	2	1
Qualitative	Evénement possible mais extrêmement peu probable	Evénement très improbable	Evénement improbable	Evénement probable	Evénement courant
Les définitions ne sont valables que si le nombre d'installations et le retour d'expérience sont suffisants	N'est pas impossible au vu des connaissances actuelles, mais non rencontré au niveau mondial sur un très grand nombre d'années	S'est déjà produit dans ce secteur d'activité mais a fait l'objet de mesures correctives réduisant significativement sa probabilité	Un événement similaire déjà rencontré dans le Secteur d'activité ou type d'installation au niveau mondial sans que les éventuelles corrections intervenues depuis apportent une garantie de réduction significative de sa Probabilité.	S'est produit et/ou peut se produire pendant la durée de vie de l'installation	S'est produit sur le site considéré et/ou peut se produire à plusieurs reprises pendant la durée de vie de l'installation malgré d'éventuelles mesures correctives

Tab. 3.3. Echelles de gravités (Légifrance, 2005).

Classe de gravité	Niveau de gravité des Conséquences	Zone délimitée par le seuil des effets létaux Significatifs	Zone délimitée par le seuil des premiers effets létaux	Zone délimitée par le seuil des effets irréversibles sur la vie Humaine
1	Désastreux	Plus de 10 personnes exposées (1)	Plus de 100 personnes exposées (1)	Plus de 1000 personnes exposées (1)
2	Catastrophique	Moins de 10 personnes exposées	Entre 10 et 100 personnes exposées	Entre 100 et 1 000 personnes exposées
3	Important	Au plus 1 personne exposée	Entre 1 et 10 personnes exposées	Entre 1 et 10 personnes exposées
4	Sérieux	Aucune personne exposée	Au plus 1 personne exposée	Moins de 10 personnes exposées
5	Modéré	Pas de zone de létalité hors de l'établissement		Présence humaine exposée à des effets irréversibles inférieure à « une personne »

3.3. Méthode APR (analyse préliminaire des risques)

Le terme « préliminaire » dans l'analyse préliminaire des risques signifie préalablement la prise de décision en confirmation de l'investissement (Hadj-Mabrouk, 2006). En aucun cas, l'idée de « préliminaire » est synonyme de succinct ou simplifié. L'analyse préliminaire des risques constitue un processus continu dans les différentes étapes d'un projet.

3.3.1. Historique et domaine d'application

L'Analyse Préliminaire des Risques (Dangers) a été développée au début des années 1960 dans les domaines aéronautiques et militaires. Utilisée depuis dans de nombreuses autres industries, l'Union des Industries Chimiques (UIC) recommande son utilisation en France depuis le début des années 1980.

L'Analyse Préliminaire des Risques (APR) est une méthode d'usage très général couramment utilisée pour l'identification des risques au stade préliminaire de la conception d'une installation ou d'un projet. En conséquence, cette méthode ne nécessite généralement pas une connaissance approfondie et détaillée de l'installation étudiée (Desroches & Gatecel, 2006).

En ce sens, elle est particulièrement utile dans les situations suivantes :

- Au stade de la conception d'une installation, lorsque la définition précise du procédé n'a pas encore été effectuée. Elle fournit une première analyse de sécurité se traduisant par des éléments constituant une ébauche des futures consignes d'exploitation et de sécurité. Elle permet également de choisir les équipements les mieux adaptés.
- Dans le cas d'une installation complexe existante, au niveau d'une démarche d'analyse des risques, l'APR constitue une étape préliminaire, permettant de mettre en lumière des éléments (ou des situations) nécessitant une attention plus particulière et en conséquence l'emploi de méthodes d'analyses de risques plus détaillées. Elle peut ainsi être complétée par une méthode de type AMDEC ou arbre des défaillances par exemple.
- Dans le cas d'une installation dont le niveau de complexité ne nécessite pas des analyses plus poussées au regard des objectifs fixés au départ de l'analyse des risques.

3.3.2. Objectifs de la méthode APR

L'analyse préliminaire des risques a pour objet :

- De prendre en compte le facteur sécurité dès la phase recherche et conception d'une installation ;
- D'envisager, à priori, tous les risques inhérents aux produits, procédés, équipements, implantation ;
- De prescrire les actions correctives ;
- De répertorier les risques nécessitant une analyse complémentaire plus fine.

3.3.3. Principe de la méthode APR

L'APR nécessite, dans un premier temps, l'identification des éléments dangereux de l'installation (Mortureux, 2002) qui désignent le plus souvent, des :

- Substances ou préparations dangereuses, que ce soit sous forme de matières premières, de produits finis, ou ... ;
- Equipements dangereux comme par exemple les stockages, réacteurs... ;
- Opérations dangereuses associées au procédé.

A partir de ces éléments dangereux, l'APR vise à identifier, pour un élément dangereux, une ou plusieurs situations de dangers (Desroches & Gatecel, 2006).

3.3.4. Mise en œuvre de la méthode

La mise en œuvre de l'APR est basée sur :

- La préparation des fiches Produits, Procédés, Équipements, Environnement ;
- Le regroupement sous forme d'un dossier les données recueillies et les mesures prises ;
- La vérification, la remise à jour et compléter ce dossier jusqu'à la fin de vie de l'installation.

Parmi les points principaux pris en compte dans les fiches guides, on peut citer :

- Le système ou la fonction (incluant les composants) et les phases d'opération.
- Les éléments dangereux (dangers des substances et de leurs réactions).
- L'Événement conduisant à des situations dangereuses : échappement de produit, défaillance de structure, ...
- L'Événement menant à un accident potentiel.
- La gravité des conséquences (étendue ou endommagement).
- La prévention : identification des moyens de limiter, contenir ou supprimer le risque.
- L'application des moyens de prévention : emploi, efficacité.

3.3.5. Différents types de fiches guides à établir pour une installation

3.3.5.1 Risques liés aux procédés :

- Fiches procédées : conditions opératoires (pression, température, phase, ...).
- Fiches Machines, Fiches Stockages.

3.3.5.2 Risques liés aux équipements :

- Particularités, points faibles.
- Mise à l'atmosphère, dégazage, pressurisation.

3.3.5.3 Cartographie des risques :

- Zones de risques comparables.
- Établissement des zones dangereuses pour matériel électrique.
- Distances de sécurité.

3.3.5.4 Risques liés à l'environnement :*/ Environnement comme facteur de risques

- Météorologie, sismicité, températures extrêmes, ...
- Proximité d'installations dangereuses, de trafic de matières dangereuses.
- Agressions extérieures : couloir aérien, lignes haute tension.

*/ Environnement comme intérêt à protéger

- Localisation des zones sensibles à protéger : urbanisation.
- Pollution, eau, air, ...

3.3.6. Intérêt et limites de la méthode

Le principal avantage de l'Analyse Préliminaire des Risques est de permettre un examen relativement rapide des situations dangereuses sur des installations. Par rapport aux autres méthodes, elle apparaît comme relativement économique en terme de temps passé et ne nécessite pas un niveau de description du système étudié très détaillé (Mortureux, 2002).

En revanche, l'APR ne permet pas de caractériser finement l'enchaînement des événements susceptibles de conduire à un accident majeur pour des systèmes complexes (Hadj-Mabrouk & Hamdaoui, 2008). Comme son nom l'indique, il s'agit à la base d'une méthode préliminaire d'analyse qui permet d'identifier des points critiques devant faire l'objet d'études plus détaillées (Hadj-Mabrouk & Harguem, 2014). Donc la méthode APR est :

- Indispensable pour les installations nouvelles,
- Évite les erreurs fondamentales de conception,
- Permet de mettre en évidence les risques principaux,

- Analyse qualitative, relativement facile à effectuer qui requiert un minimum de personnel ;
- Ne détecte que les risques "évidents" ;
- Ne permet pas d'identifier les risques liés à la complexité des systèmes.

3.4. Méthode HAZOP (Hazard and Operability Study)

3.4.1. Historique et domaine d'application

La méthode HAZOP a été développée par la société Imperial Chemical Industries (ICI) au début des années 1970 (Crawley & Tyler, 2015). Elle a depuis, été adaptée dans différents secteurs d'activité. L'Union des Industries Chimiques (UIC), a publié en 1980 une version française de cette méthode dans son cahier de sécurité n°2 intitulé « Etude de sécurité sur schéma de circulation des fluides » (INERIS, 2006).

Considérant de manière systématique, les dérives des paramètres d'une installation en vue d'en identifier les causes et les conséquences, cette méthode est particulièrement utile pour l'examen de systèmes thermo hydrauliques, pour lesquels des paramètres, comme le débit, la température, la pression, le niveau, la concentration sont particulièrement importants pour la sécurité de l'installation.

De par sa nature, cette méthode requiert notamment l'examen de schémas et plans de circulation des fluides ou schémas PID (Piping and Instrumentation Diagram).

3.4.2. Objectifs et caractéristiques de l'étude HAZOP

Une étude HAZOP est un processus d'identification détaillée des dangers et des problèmes d'exploitabilité, exécuté par une équipe. HAZOP s'attache à l'identification des déviations potentielles par rapport à l'intention de conception, à l'examen de leurs causes possibles et à l'évaluation de leurs conséquences (Dunjó et *al.*, 2010). Les principales caractéristiques d'une étude HAZOP sont :

- L'utilisation systématique d'une série de mots-guides pour identifier des déviations potentielles par rapport à l'intention de conception ;
- L'emploi de ces déviations comme éléments déclencheurs pour stimuler l'imagination des membres de l'équipe dans le but de rechercher les causes de la déviation et évaluer les conséquences qu'elles peuvent engendrer ;
- L'étude se déroule sous la direction d'un chef d'étude qualifié et expérimenté qui doit veiller à l'examen exhaustif du système étudié, s'appuyant sur une pensée logique et analytique.

Le chef d'étude est assisté de préférence par un rapporteur qui consigne les dangers et/ou les perturbations en exploitation identifiées en vue de leur évaluation et de la recherche d'une solution ;

- La qualité de l'étude repose sur les qualifications et l'expérience de spécialistes de diverses disciplines, faisant preuve d'intuition et de perspicacité ;
- Il convient d'effectuer l'étude dans un climat de pensée positive et de franche discussion. Lorsqu'un problème est identifié, il est consigné pour être ultérieurement évalué et résolu ;
- Les solutions aux problèmes identifiés ne constituent pas le principal objectif de l'étude HAZOP, mais elles peuvent, le cas échéant, être consignées pour être soumises aux responsables de la conception (Dunjó et *al.*, 2010).

3.4.3. Principe de la méthode HAZOP

La méthode de type HAZOP est dédiée à l'analyse des risques des systèmes thermo hydrauliques pour lesquels il est primordial de maîtriser des paramètres suivants : la pression, la température, le débit (Rossing et *al.*, 2010). Elle suit une procédure assez semblable à celle proposée par l'AMDE. L'HAZOP ne considère plus des modes de défaillances mais les dérives potentielles (ou déviations) des principaux paramètres liés à l'exploitation de l'installation. De ce fait, elle est centrée sur l'installation à la différence de l'AMDE qui est centré sur les composants (Crawley & Tyler, 2015).

Pour chaque partie constitutive du système examiné (ligne ou maille), la génération (conceptuelle) des dérives est effectuée de manière systématique par la conjonction des :

- Mots clés comme par exemple « Pas de » ; « Plus de » ; « Moins de » ; « Trop de » ;
- Paramètres associés au système étudié. Des paramètres couramment rencontrés concernent la température, la pression, le débit, la concentration mais également le temps ou des opérations à effectuer.

Mot-clé + Paramètre = Dérive

Le groupe de travail doit ainsi s'attacher à déterminer les causes et les conséquences potentielles de chacune de ces dérives et à identifier les moyens existants permettant de détecter cette dérive, d'en prévenir l'occurrence ou d'en limiter les effets. Le cas échéant, le groupe de travail pourra proposer des mesures correctives à engager en vue de tendre vers plus de sécurité.

A l'origine, l'HAZOP n'a pas été prévue pour procéder à une estimation de la probabilité d'occurrence des dérives ou de la gravité de leurs conséquences. Cette méthode est donc parfois qualifiée de qualitative (Dunjó et *al.*, 2010). En pratique, elle peut être couplée, comme l'AMDE, à une estimation de la criticité. Néanmoins, dans le domaine des risques accidentels majeurs, une estimation, à priori, de la probabilité et de la gravité des conséquences des dérives identifiées s'avèrent souvent nécessaire.

Tab. 3.4. Mots-guides fondamentaux et leurs significations génériques (Crawley & Tyler, 2015).

Mot-guide	Définition
Aucun ou non	Le résultat prévu ne s'est pas produit ni même partiellement, ou absence de la condition prévue
Plus (supérieur)	Augmentation quantitative
Moins (inférieur)	Diminution quantitative
Autant que	Modification/Accroissement qualitatif (Matériau supplémentaire, par exemple)
En partie	Modification/Diminution qualitative (un ou deux composants uniquement dans un mélange donné, par exemple)
Inverse/opposé	Contraire logique de la conception prévue (refoulement, par exemple)
Autre que	Remplacement total, l'événement qui survient est complètement différent (mauvais matériau, par exemple)

3.4.4. Déroulement

Le déroulement d'une étude HAZOP est sensiblement similaire à celui d'une AMDE (Crawley & Tyler, 2015). Pour mener l'analyse, il convient de suivre les étapes suivantes :

- 1) Dans un premier temps, choisir une ligne ou une maille. Elle englobe généralement un équipement et ses connexions, l'ensemble réalisant une fonction dans le procédé identifiée au cours de la description fonctionnelle ;
- 2) Choisir un paramètre de fonctionnement ;
- 3) Retenir un mot-clé et étudier la dérive associée ;
- 4) Vérifier que la dérive est crédible. Si oui, passer au point 5, sinon revenir au point 3 ;
- 5) Identifier les causes et les conséquences potentielles de cette dérive ;
- 6) Examiner les moyens visant à détecter cette dérive ainsi que ceux prévus pour en prévenir l'occurrence ou en limiter les effets ;

- 7) Proposer, le cas échéant, des recommandations et améliorations ;
- 8) Retenir un nouveau mot-clé pour le même paramètre et reprendre l'analyse au point 3 ;
- 9) Lorsque tous les mots-clés sont considérés, retenir un nouveau paramètre et reprendre l'analyse au point 2 ;
- 10) Lorsque toutes les phases de fonctionnement sont envisagées, retenir une nouvelle ligne et reprendre l'analyse au point 1.

3.4.5. Limites et avantages de la méthode

HAZOP est un outil particulièrement efficace pour les systèmes thermo hydrauliques. Elle présente, comme l'AMDE, un caractère systématique et méthodique.

De plus, HAZOP est une technique compréhensive, qui identifie les causes, considère les conséquences, inclus les gardes de sécurité, considère les procédures opératoires, couvre les erreurs humaines, et enregistre les résultats. C'est une technique créative, complète rigoureuse et structurée ; elle identifie tous les dangers relatifs au process. En revanche, HAZOP permet difficilement l'analyse des événements résultant de la combinaison simultanée de plusieurs défaillances.

Par ailleurs, il est parfois difficile d'affecter un mot clé à une portion bien délimitée du système à étudier. Cela complique singulièrement l'identification exhaustive des causes potentielles d'une dérive (Kletz, 2018). En effet, les systèmes étudiés sont souvent composés de parties interconnectées si bien qu'une dérive survenant dans une ligne ou maille peut avoir des conséquences ou à l'inverse des causes dans une maille voisine et inversement. Bien entendu, il est possible, à priori, de reporter les implications d'une dérive d'une partie à une autre du système. Toutefois, cette tâche peut rapidement s'avérer complexe (Kletz, 1997). Enfin, HAZOP traitant tout type de risques, peut être particulièrement longue à mettre en œuvre et conduit à une production abondante d'information ne concernant pas des scénarios d'accidents majeurs.

3.5. Outil de modélisation (PHAST, v.7.11)

Le logiciel PHAST, version 7.11 de DNV Technica, est utilisé pour le calcul des distances de l'explosion ; il est largement reconnu dans la profession et a été évalué avec des conclusions positives par l'INERIS dans des versions antérieures (INERIS, 2002). C'est un outil reconnu d'évaluation des conséquences dans le domaine des risques industriels. Il permet de simuler

l'évolution du rejet accidentel d'un produit toxique et/ou inflammable depuis l'évaluation du terme source jusqu'à la dispersion en champ lointain. Une fois le terme source calculé, celui-ci est associé au modèle de dispersion intégral utilisé par PHAST (modèle UDM – Unified Dispersion Model) afin d'obtenir les distances d'effets du phénomène étudié.

3.6. Description des phénomènes dangereux étudiés

3.6.1. Explosion

Le phénomène d'explosion est caractérisé par la propagation, à grande vitesse, d'une onde de surpression qui se manifeste par la succession des étapes suivantes (Mosnier, 2006) :

- Rejet dans l'atmosphère d'un produit combustible (gaz / poussières) ;
- Mélange du combustible avec un comburant (généralement l'oxygène de l'air) pour former un volume inflammable ;
- Dispersion et advection d'un nuage inflammable ;
- Inflammation du nuage ;
- Propagation d'un front de flamme au travers du nuage et formation d'une onde de pression.

L'inflammation du mélange combustible / comburant entraîne la formation d'une zone de réaction exothermique, appelée onde de combustion correspondant à la flamme où les réactifs sont transformés en produits brûlés et l'énergie chimique est transformée en chaleur.

Une explosion conduit à des effets mécaniques et thermiques. La propagation du front de flamme agit à la manière d'un piston sur les gaz environnants et conduit à la formation d'une onde de pression lorsque la vitesse de combustion de la flamme est suffisante (Eveillard, 2013). La propagation des flammes s'accompagne également d'une expansion de gaz brûlés dont la température s'élève à plusieurs centaines de degrés.

La cinétique du phénomène est particulièrement rapide. Deux régimes de propagation des flammes sont possibles :

- Déflagration : vitesse subsonique de propagation des flammes, de l'ordre de quelques centaines de mètres par seconde (Borghini & Destriau, 1995) ;
- Détonation : vitesse supersonique de propagation des flammes, de l'ordre plusieurs milliers de mètres par seconde (Borghini & Destriau, 1995).

3.6.1.1. Effets dangereux de l'explosion (FLASH FIRE et UVCE)

Les effets thermiques du Flash Fire sont associés au transfert de chaleur depuis les flammes vers l'environnement et sont dimensionnés par la propagation du front de flammes. Ils sont limités au volume du nuage inflammable et à son environnement proche (Song *et al.*, 2004). Par ailleurs, ces effets ne sont pas susceptibles de détériorer les structures. En effet, le transfert de chaleur est limité par la cinétique rapide du phénomène ne permettant pas de provoquer des dommages significatifs sur le bâti.

Les effets de surpression de l'UVCE (Unconfined Vapour Cloud Explosion) correspondent à la formation et à la propagation d'une onde de pression aérienne associée à la vitesse de combustion des flammes (Alix *et al.*, 2001). Le niveau de surpression maximal atteint, dépend essentiellement de la vitesse des flammes et diminue en s'éloignant de l'épicentre d'explosion (Azizi & Boullam, 2016). Les conséquences associées à la propagation de l'onde peuvent conduire à des effets directs et indirects sur l'homme ainsi qu'à la destruction totale ou partielle de structures engendrant éventuellement la projection de débris (Noret *et al.*, 2012).

3.6.2. Jet enflammé

Le jet enflammé correspond à une flamme de diffusion formée lorsqu'un jet combustible (liquide ou gazeux) issu d'une fuite accidentelle qui s'enflamme par l'intermédiaire d'une source d'inflammation (Leroy, 2010). Le jet combustible se mélange à l'air par entraînement/diffusion et brûle lorsque les concentrations du combustible et d'air sont comprises dans les limites d'inflammabilité spécifiques à chaque combustible (Sellami, 2019). Le jet peut s'auto-enflammer sans source d'inflammation extérieure si la température du mélange gazeux est suffisamment élevée (Tremoulière, 1985).

3.6.2.1. Effets dangereux du jet enflammé

Les effets thermiques générés sont associés au transfert de chaleur par rayonnement de la flamme et par convection forcée due à la vitesse du jet. Les conséquences associées à la puissance thermique développée par un jet enflammé peuvent entraîner des dommages importants pour l'Homme et les structures. Une caractéristique particulière du jet enflammé réside notamment dans sa propension à entraîner des effets dominos sur les installations à proximité (Leroy, 2010).

3.6.3. Pool Fire (feu de nappe)

Le terme « feu de nappe », ou « feu de flaque », décrit un incendie résultant de la combustion d'une nappe de combustible liquide (Sambouni, 2016). Ce phénomène implique principalement la surface de la nappe en contact avec l'air. Les dimensions et la géométrie de la nappe peuvent être tout à fait variables (Touahar, 2013). Il convient ainsi de distinguer les feux de :

- Réservoir : le feu est alors contenu dans une enceinte dont la surface est déterminée par les dimensions du réservoir.
- Cuvette (de rétention) : l'extension de la nappe peut alors être limitée par une cuvette de rétention dont le dimensionnement est imposé notamment par les exigences réglementaires applicables au stockage.
- Flaque libre, en l'absence de moyens physiques prévus pour limiter l'extension de la nappe ou lorsque la cuvette de rétention n'est pas complètement envahie, l'extension de la nappe est alors principalement en fonction des caractéristiques du terrain, des conditions météorologiques et des conditions de rejet du combustible.

3.6.4. Feu chalumeau ou de torche

Le feu chalumeau est un phénomène classé long mais immédiat (Martin, 2008). La durée de la phase pré accidentelle se déroulant entre l'événement initiateur et l'événement redouté central est de l'ordre de la seconde. Par contre, la durée de la phase post-accidentelle se produisant entre l'événement central redouté et la fin du phénomène, sera assez longue et dépendante de la capacité à sectionner les vannes qui couperont l'alimentation du feu chalumeau (Jolly, 2014).

- Le délai d'occurrence est instantané dès l'inflammation du jet ;
- Le délai lié à la montée en puissance du phénomène jusqu'à son état stationnaire peut être estimé, au maximum, à plusieurs minutes ;
- Le temps d'atteinte est très rapide. En effet, le rayonnement thermique se propage par ondes infrarouges à la vitesse de la lumière ;
- Le temps d'exposition est de l'ordre de quelques minutes et dépend fortement de la capacité à prévenir au plutôt les personnes présentes sur site. Lorsque l'alarme est donnée, les personnes seront alertées et évacueront le site ;
- La durée de l'exposition dépendra notamment de l'organisation du sectionnement de la ligne concernée et de la détection rapide de la fuite (sifflement, présence opératoire, éventuels détecteurs gaz).

S'il y a ignition, l'intervention se limitera à :

- Protéger les cibles à risque par refroidissement aux canons à eau ;
- Couper l'alimentation du feu torche en sectionnant les vannes adéquates ;
- Evacuer les personnes présentes au cas où l'accident dégènerait.

3.6.5. BLEVE (Boiling Liquid Expanding Vapor)

C'est une explosion, éclatement d'un réservoir à la suite d'une augmentation de température et de pression (le plus souvent lors d'un incendie) (Jolly, 2014). Cet éclatement entraîne une projection de missiles et la libération d'un gaz. Si celui-ci est inflammable, il y a formation d'une boule de feu avec un rayonnement thermique intense. L'expansion de vapeur d'eau à haute température provoque une onde thermique (Cheng et al., 2022).

3.7. Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques sont généralement définies par trois paramètres : la stabilité atmosphérique, la vitesse du vent et la température ambiante (Pandya, 2009).

La stabilité atmosphérique est souvent décrite à l'aide des classes de stabilité de Pasquill. On distingue six (06) classes allant des atmosphères très instables (A, B), aux atmosphères très stables (E, F), en passant par des atmosphères neutres (C, D). Il existe cependant d'autres systèmes de classification comme ceux de Doury qui ne définit que deux classes : les classes de diffusion normale (DN) qui regroupent les classes A à D de Pasquill et les classes de diffusion faible (DF) qui regroupent les classes E et F de Pasquill. De plus, certaines conditions de stabilité ne sont pas compatibles avec certaines vitesses du vent. Le tableau 3.5 donne un exemple de la compatibilité des classes de stabilité de Pasquill avec certaines conditions météorologiques (Rouil et al., 2004; Pandya, 2009 ; Slimani, 2012).

Tab 3.5. Conditions météorologiques utilisées lors de l'analyse des risques (SAFEGE, 2012)

Vitesse du vent à 10 m	Jour			Nuit	
	Rayonnement solaire incident			Nébulosité	
[m/s]	Fort	Modéré	Faible	Entre 4/8 et 7/8	<3/8
<2	A	A-B	B	F	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Pour ces raisons, il est recommandé, à minima, de calculer les scénarios dans les conditions météorologiques suivantes :

D, 5, 20	F, 3, 15
Atmosphère neutre Vitesse du vent, à une altitude de 10 mètres, égale à 5 m/s Température ambiante égale à 20°C	Atmosphère très stable Vitesse du vent, à une altitude de 10 mètres, égale à 3 m/s Température ambiante égale à 15°C

3.8. Evaluation de l'intensité des effets

Les seuils retenus sont ceux définis dans l'arrêté ministériel relatif à l'évaluation et à la prise en compte de la probabilité d'occurrence, de la cinétique, de l'intensité des effets et de la gravité des conséquences des accidents potentiels dans les études de dangers des installations classées soumises à autorisation (Légifrance, 2005).

3.9. Seuils des effets thermiques

Les effets d'un incendie s'apprécient en termes de flux thermique reçu par une surface exposée. Le flux et les distances d'effets sont calculés dans les conditions les plus pessimistes et sans tenir compte des compensations existantes (Muller, 2010). L'évaluation du rayonnement thermique suite à ce sinistre est alors réalisée sous logiciel (Analyses de conséquences C.A). L'arrêté du 29 septembre 2005, définit les seuils de rayonnement thermique (tab 3.6) applicables à l'Homme ainsi que des valeurs seuils correspondantes à des limites d'effets sur les structures, définissant les seuils d'effets domino (Légifrance, 2005).

Tab. 3.6 : Seuils des effets thermiques (Légifrance, 2005).

Flux thermique	Effets prévisibles sur l'homme	Effets prévisibles sur les structures
3 kW/m ²	Seuils des effets irréversibles (SEI) et zone des dangers significatifs pour la vie humaine (ex seuil Z2)	/
5 kW/m ²	Seuils des premiers effets létaux (pour 1% des personnes soit SEL) et zone des dangers graves pour la vie humaine (ex seuil Z1)	Seuil des destructions significatives de vitres
8 kW/m ²	Seuils des effets létaux pour 5% des personnes (SELS) et zone des dangers très graves pour la vie humaine	Seuil des effets domino et correspondant au seuil des dégâts graves sur les structures NB : limite d'intervention de personnes protégées par des tenues ignifuges
18 kW/m ²	/	Seuil d'exposition prolongée des structures et correspondant au seuil des dégâts très graves sur les structures, hors les structures béton
20 kW/m ²	/	Seuil de tenue du béton pendant plusieurs heures et correspondant au seuil des dégâts très graves sur les structures béton
200 kW/m ²	/	Seuil de ruine du béton en quelques dizaines de minutes

3.10. Seuils des effets de surpression

Les effets d'un phénomène de type explosion (explosion confinée, non confinée ou semi-confinée) s'apprécient essentiellement en termes de surpressions sur les cibles exposées (structures ou personnes) (Langrée, 2021). Compte tenu des dispersions de modélisation pour les faibles surpressions, il peut être adopté pour la surpression de 20 mbar une distance d'effets égale à deux fois la distance d'effet obtenue pour une surpression de 50 mbar (Légifrance, 2005) (tab 3.7).

Tab. 3.7. Seuils des effets de surpression (Légifrance, 2005).

Surpression	Effets prévisibles sur l'homme	Effets prévisibles sur les structures
20 mbar	Seuils des effets réversibles correspondant à la zone des effets indirects par bris de vitre sur l'homme (SER).	Seuil des destructions significatives de vitres
30 mbar	Dégâts légers aux structures, détérioration du tympan	/
50 mbar	Seuils des effets irréversibles (SEI) et zone des dangers significatifs pour la vie humaine (ex seuil Z2)	Seuil des dégâts légers sur les structures
140 mbar	Seuils des premiers effets létaux (pour 1% des personnes soit SEL) et zone des dangers graves pour la vie humaine (ex seuil Z1)	Seuil des dégâts graves sur les structures
200 mbar	Seuils des effets létaux pour 5% des personnes (SELS) et zone des dangers très graves pour la vie humaine	Seuil des effets domino
300 mbar	/	Seuil des dégâts très graves sur les structures

Partie II : Matériel et Méthodes

Chapitre 1 : Caractérisation de la zone d'étude.

1.1. Présentation de la mer Méditerranée.....	67
1.2. Littoral Algérien.....	68
1.3. Délimitation du littoral Oranais	69
1.4. Choix des sites d'échantillonnage.....	70
1.5. Présentation des sites d'échantillonnage	71

1.1. Présentation de la mer Méditerranée

La mer Méditerranée se présente comme une mer marginale (entourée de terre) qui s'étend d'Ouest en Est sur environ 4000 km entre 5,5 W et 36 E en longitude et entre 30 N et 46 N en latitude (Ayache, 2016). Elle est reliée à l'Océan Atlantique par le détroit de Gibraltar, et à la mer Noire par le détroit des Dardanelles (Fig. 1.1) (Gervais, 2002). Elle est constituée de deux principaux bassins : les bassins Est et Ouest, séparés par le canal de Sicile (Kessouri, 2015).

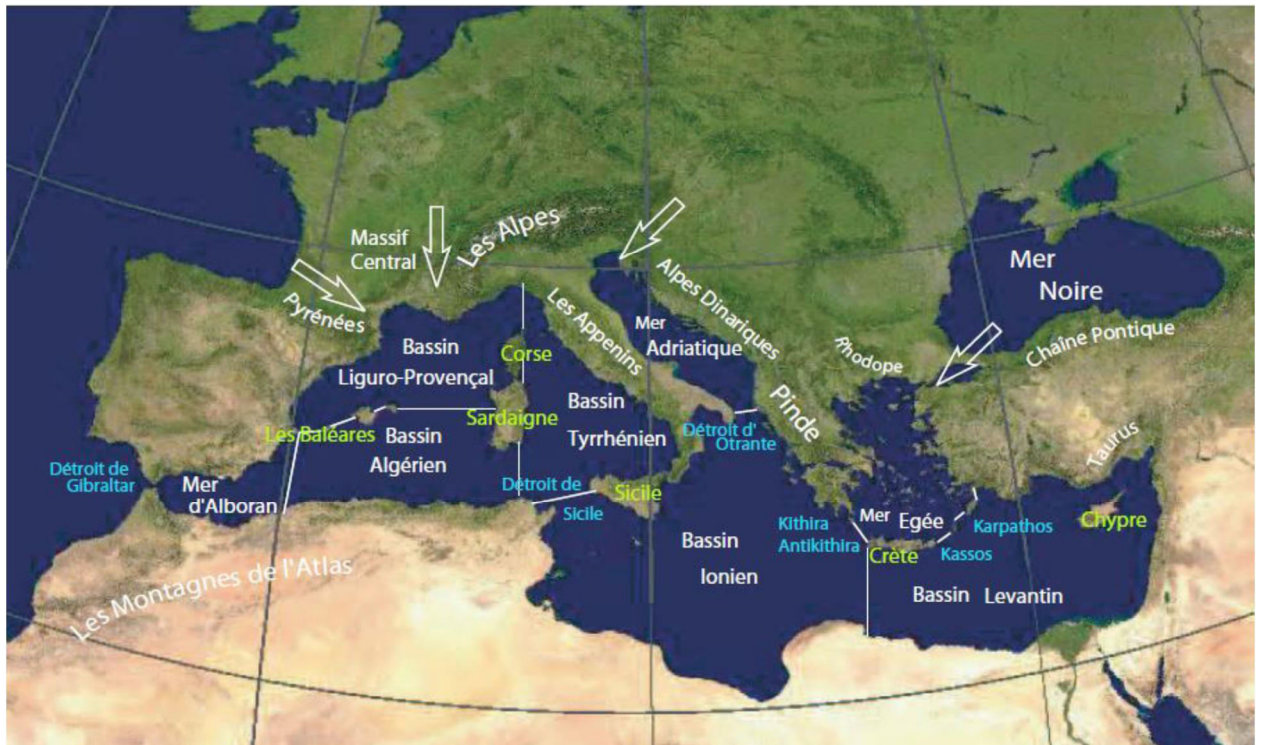


Fig. 1.1 : Carte géographique de la mer Méditerranée (Ayache, 2016).

La mer Méditerranée, mer semi-fermée et affectée par les changements environnementaux (GIEC, 2013), s'étend sur une superficie d'approximativement 2,5 millions km² avec une profondeur moyenne de 1500 m et représente seulement 0,7% de la surface totale des océans et 0,3% de leur volume (Ayache, 2016). Elle présente des problèmes de pollution en raison de l'action conjuguée des pressions anthropiques (développement urbain, tourisme, activités industrielles et de transport) d'un grand nombre de pays et du faible taux de renouvellement limité à ses échanges d'eau avec l'océan Atlantique par le détroit de Gibraltar.

En Méditerranée, il existe 694 espèces décrites de vertébrés marins. Plus de 500 d'entre elles sont des poissons dont l'identification comporte une description scientifique valide et 363 de ces espèces sont concernées par la pêche (FAO, 2020). Le guide régional pour la Méditerranée de la FAO couvre les espèces du principal groupe de ressources marines trouvées en Méditerranée. Ce

guide comprend des informations sur 530 espèces de poissons (03 agnathes, 86 poissons cartilagineux et 441 poissons osseux), 5 tortues, 21 mammifères marins et 340 invertébrés (62 crustacés, 104 bivalves, 94 gastéropodes, 53 céphalopodes et 27 appartenant à d'autres groupes) (Fishstat, 2002).

1.2. Littoral algérien

Depuis l'Antiquité, le littoral en Algérie a été particulièrement convoité. L'ouverture sur la Méditerranée est un lieu d'échanges commerciaux et culturels. Son climat et sa position géographique ont favorisé l'implantation des établissements humains et des activités. Après l'indépendance, cette pratique s'est perpétuée à travers d'importants investissements industriels, rendant cette partie du territoire encore plus attractive (Kacemi, 2006). Cependant, si les zones côtières concentrent de nombreuses ressources et opportunités, elles sont aussi exposées aux pollutions, nuisances et autres dégradations de l'environnement, résultant du développement des activités économiques (Kacemi, 2006).

La population est caractérisée par une répartition déséquilibrée sur le territoire national. Environ les deux tiers de la population algérienne sont concentrés sur le littoral qui représente 4% du territoire seulement, tandis que 8% de la population sont dispersés à travers le Sahara qui s'étend sur 87% du territoire national. En 1998, la population des wilayas littorales a été estimée à 12 564 151 habitants soit 43% de la population nationale (Kouzmine & Fontaine, 2018). Outre la forte concentration de la population permanente, le littoral algérien constitue la destination privilégiée d'une population supplémentaire d'estivants.

Cette forte concentration démographique a entraîné une urbanisation démesurée. Le taux d'urbanisation est passé de 33,21 en 1962 à 72,72% en 2020 (Banque Mondiale, 2022). L'urbanisation et le développement des activités économiques rentables ces dernières décennies se sont accélérés avec des effets négatifs importants sur le milieu récepteur ; manifestés par une dynamique littorale perturbée, une biodiversité en phase de régression et un paysage de plus en plus artificialisé (Ghodbani & Bougherira, 2019). Le littoral en Algérie est par ailleurs, caractérisé par une concentration des activités industrielles. Ainsi pas moins de 5 242 unités industrielles y sont implantées soit 51% du parc national (Remili & Kerfouf, 2009).

Le développement économique et social en Algérie a négligé l'environnement côtier, alors que l'ensemble de nos ressources halieutiques provient de la mer, et 95 % de nos échanges commerciaux ainsi que la totalité de nos exportations en hydrocarbures se font par voie maritime.

D'autre part le littoral algérien offre d'importantes potentialités touristiques qu'il convient de préserver contre la pollution et la dégradation (Osadou, 2016).

1.3. Délimitation du littoral oranais

La délimitation du littoral de la wilaya d'Oran (Fig. 1.2) a été définie selon la loi n° 02-02 du 05 février 2002 relative à la protection et la valorisation du littoral notamment dans son article n° 7, qui stipule la délimitation de trois bandes dans le littoral, dans lesquelles sont édictées des restrictions relatives à l'urbanisation (Kacemi, 2006). Le littoral englobe l'ensemble des îles et îlots, le plateau continental, ainsi qu'une bande de terre d'une largeur minimale de 800 m, longeant la mer et incluant :

- Les versants de collines et de montagnes visibles de la mer ;
- L'intégralité des massifs forestiers ;
- Les plaines littorales de moins de trois (03) km de profondeur, à partir des plus hautes eaux maritimes ;
- Les terres à vocation agricole ;
- L'intégralité des zones humides et leurs rivages ;
- Les sites à caractère paysager, culturel ou historique,

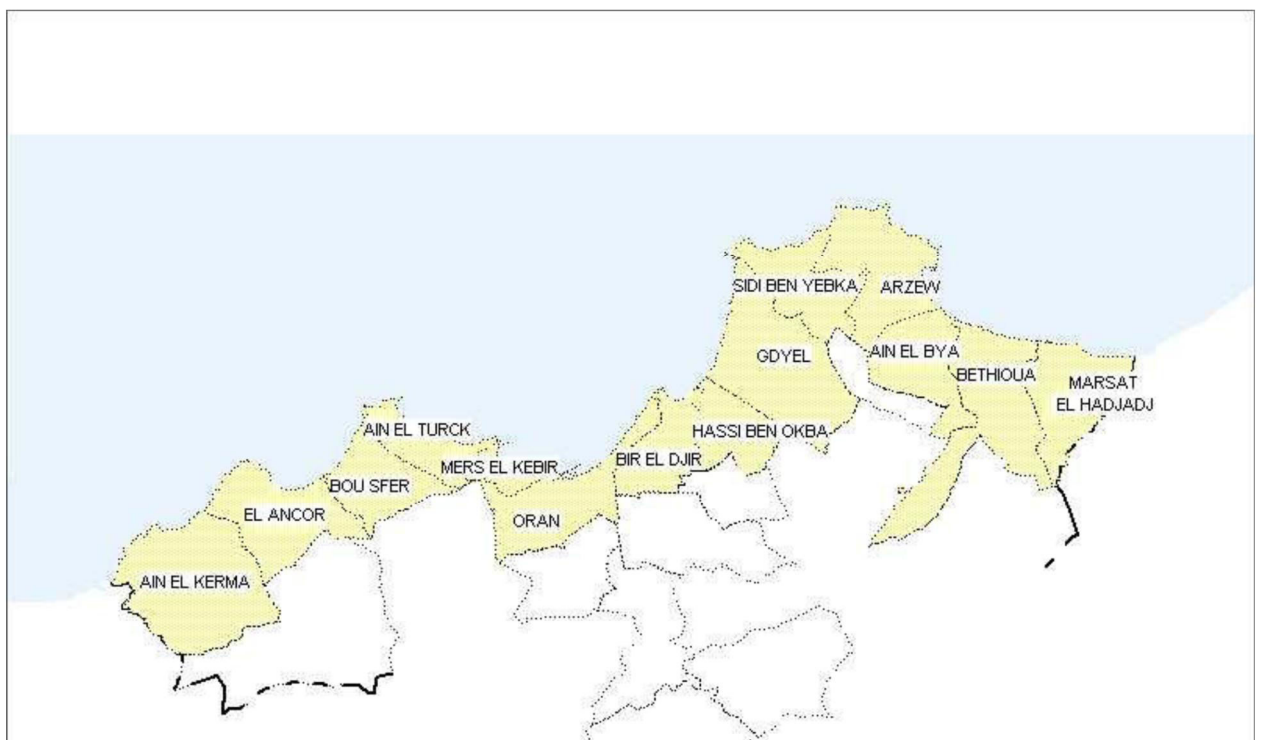


Fig. 1.2 : Délimitation de la zone littorale oranaise (Kacemi, 2006).

- Limitée à l'Ouest par la limite administrative de la wilaya d'Aïn Temouchent (plage de Madagh) et à l'Est par l'embouchure de la Mactâa (limite administrative des wilayas de Mostaganem et de Mascara) ;
- S'étendant sur une superficie totale de 363,65 km², soit 44,5 % de la superficie des communes littorales et 17,5 % de la superficie totale de la wilaya ;
- La façade maritime est d'une longueur de 124 km, soit le 1/10 du littoral national ;
- La profondeur maximale est de 6,2 km ;
- Au vu de la complexité de la délimitation de l'agglomération d'Oran, qui a connu des extensions urbaines sur des communes limitrophes, une superficie de 21,60 km² des communes (Es-Senia, Sidi Chahmi et Misserghin) sont intégrées dans le tissu urbain de la ville d'Oran.

1.4. Choix des sites d'échantillonnage

Les deux sites de prélèvement: le complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel (S1) et Oued Elma Kristel (S2) (Fig. 1.3) ont été choisis, d'une part, selon le gradient de pollution et l'importance des rejets et des déversements (industriels et domestiques) en mer, et d'autre part, selon la facilité d'accès et à l'abondance de l'espèce bioindicatrice : la moule (*Mytilus galloprovincialis*) en quantité suffisante en provenance du même site pendant les quatre saisons de l'année 2016 sans risque d'épuiser la ressource.

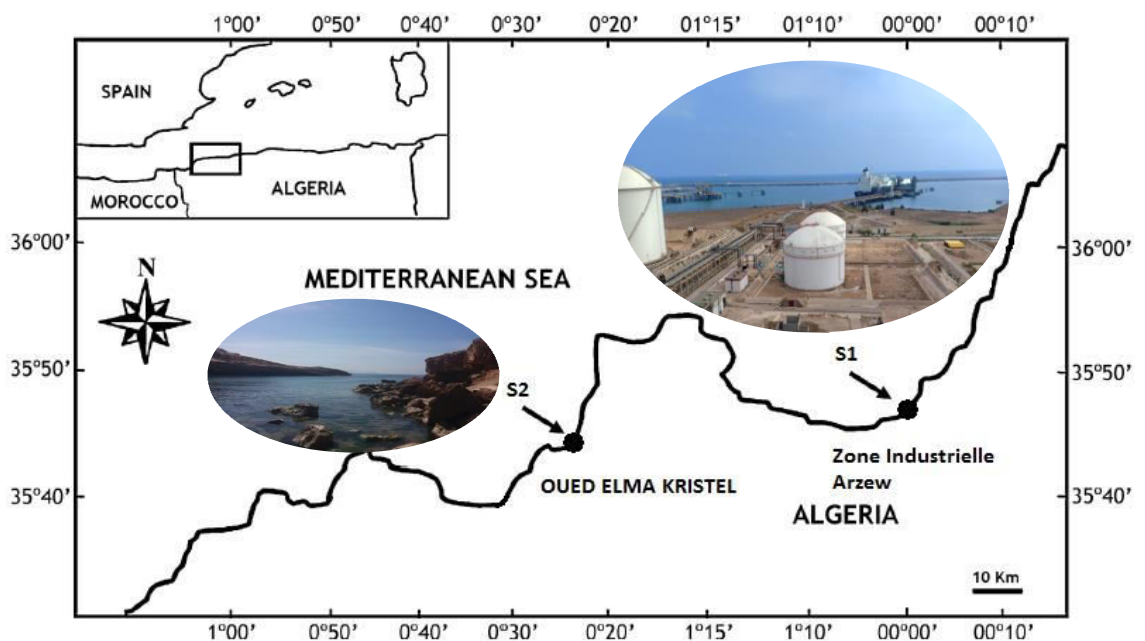


Fig. 1.3 : Choix des sites d'échantillonnage S1 et S2 (Tires, 2021).

1.5. Présentation des sites d'échantillonnage

La zone d'étude se situe sur le littoral occidental algérien, exactement dans le golfe d'Arzew (S1) et la baie de Kristel (S2).

1.5.1. Complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel

Le complexe de liquéfaction de gaz naturel GL2Z est situé sur la commune de Béthioua, dans la zone industrielle d'Arzew, à environ 6 km au Sud-est de la ville d'Arzew et à 35 km au Nord-est d'Oran, wilaya d'Oran chef-lieu de la wilaya du même nom sur le golfe d'Oran (l'Oranais), située au Nord-Ouest de l'Algérie (Fig. 1.4).

La wilaya d'Oran s'étend sur une superficie de 2,114 km², et est délimitée territorialement selon la loi n° 84-09 du 04 Février 1984 portant Organisation Territoriale des Wilaya est comme suit :

- Au Nord par la mer Méditerranée ;
- Au Sud-est par la wilaya de Mascara ;
- A l'Ouest par la wilaya d'Ain Témouchent ;
- A l'Est par la wilaya de Mostaganem ;
- Au Sud par la wilaya de Sidi Bel Abbés.

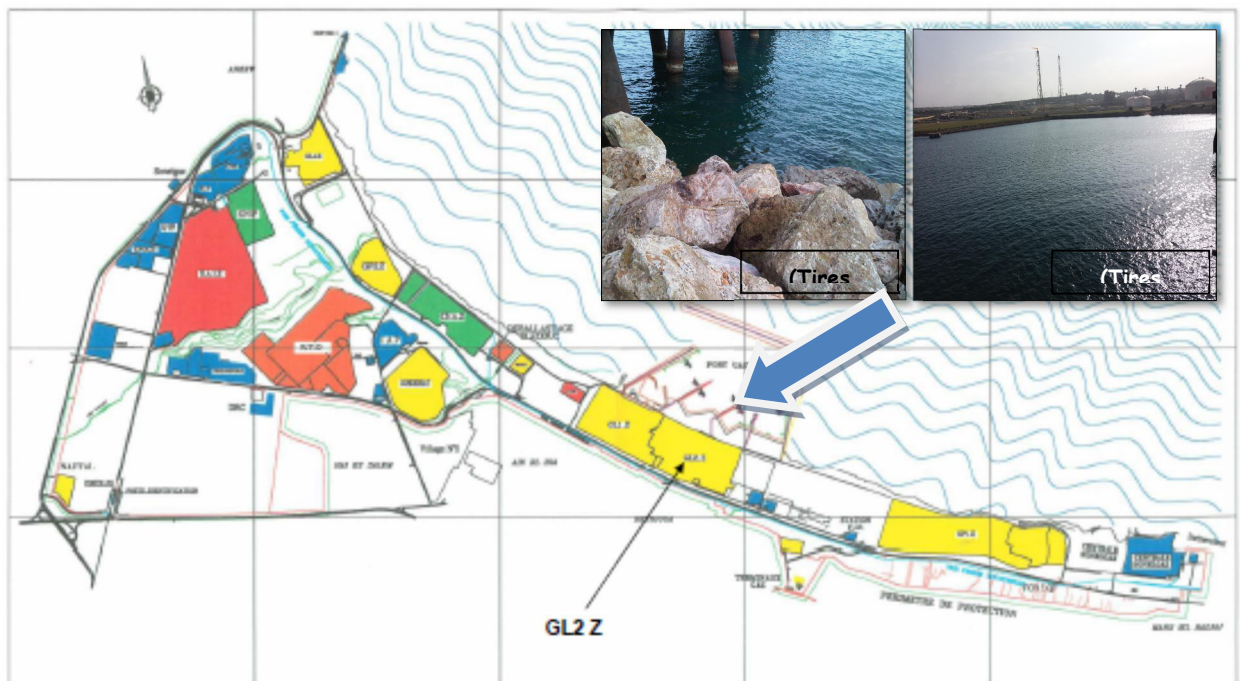


Fig. 1.4 : Situation géographique du complexe de liquéfaction du gaz naturel GL2Z (Golfe d'Arzew).

1.5.1.1. Données météorologiques

Etant donné de sa proximité de la mer, sa topographie et son altitude, l'Algérie littorale a un climat tempéré, subtropical méditerranéen. Il se caractérise par un été sec qui dure de trois à quatre mois, et des hivers doux et humides. Dans un contexte plus général, cette zone est décrite comme étant aride/semi-aride. Les données météorologiques sont fournies par l'ONM (Station météorologique d'Arzew, Oran 2016). Le climat est évidemment du type littoral méditerranéen à influence marine directe. Les brouillards et brumes et un degré hygrométrique élevé toute l'année, caractérisent le climat de la région où les pluies sont relativement plus abondantes que sur l'intérieur (l'arrière-pays). Le climat de cette zone se caractérise par deux saisons distinctes :

- Période hivernale allant du mois d'octobre au mois de mai, où des températures clémentes sont enregistrées ;
- Période sèche s'étendant de juin à septembre, juillet et août étant presque absolument secs et chauds.

1.5.1.1.1 Précipitations

Les précipitations sont très variables sur une année et d'une année sur l'autre. Ces variations s'expliquent par l'existence d'importants gradients de précipitations. Un gradient de précipitations longitudinal explique que les pluies augmentent en allant d'ouest à l'est. Une grande variabilité est remarquée sur la répartition mensuelle des précipitations sur la région d'Arzew. Les précipitations moyennes mensuelles peuvent varier de 2 mm d'eau en saison sèche à environ 60 mm en période hivernale (Tab. 1.1).

Tab. 1.1 : Précipitation moyenne mensuelle d'Arzew 2016.

Mois	Jan.	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
P (mm)	34,29	55,63	73,91	25,91	17,02	5,59	00	2,03	0,76	6,34	54,36	38,36

* P : Précipitations

1.5.1.1.2 Température

Elle correspond à un élément fondamental en océanographie. Ce facteur contrôle en surface l'intensité des échanges mer-atmosphère et conditionne largement et significativement l'écologie des systèmes marins et côtiers. Les différentes mesures, effectuées au cours du programme de la réalisation de l'Atlas mondial sur l'Hydrologie de la Méditerranée, ont largement contribué à une

compréhension directrice des fluctuations thermiques observées au-dessus du plateau continental algérien (Bouras et al., 2007). Les années modèles obtenues le long du littoral et au-dessus du plateau continental et les moyennes mensuelles montrent :

- Une décroissance de la température de septembre à février ;
- Une valeur minimale en décembre-janvier ($T_p = 6-8^{\circ}\text{C}$) ;
- Une augmentation du mois de mars au mois de juin ;
- Un maximum de juin à août ($T_p = 25-28^{\circ}\text{C}$).

Le tableau 1.2 représente la variation mensuelle de la température moyenne. Une hausse significative de la température moyenne est observée en mois de Juillet et Aout. La température minimale la plus basse enregistrée au cours de cette période à la station d'Oran est de 12°C . alors que le maximum observé est de 30°C . La côte d'Arzew est le siège de deux épisodes froids marqués, avec une remontée intense en décembre et février, et un autre moins actif en avril.

Tab. 1.2 : Température moyenne mensuelle d'Arzew 2016.

Mois	Jan.	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
$T_{\text{moy}} (^{\circ}\text{C})$	13,4	11,8	15,5	16,6	19	21,1	25,7	26,2	24,6	22,4	17,2	14,7
$T_{\text{max}} (^{\circ}\text{C})$	16,6	15,1	18,6	19,3	21,4	24,6	28,6	28,2	27,1	25,9	20,7	16,9
$T_{\text{min}} (^{\circ}\text{C})$	10,5	8,6	12,6	13,7	16,2	19,4	23	23,8	21,9	19,5	14,2	12,2

*T : Température

1.5.1.1.3 Vent

A l'échelle annuelle, on peut dire que les vents dominants sont de secteur Sud-ouest. Environ 21,96 % des vents sont compris entre 18,66 et 3,04 m/s. Les vitesses du vent les plus fréquentes sont celles qui sont comprises entre 1 et 05 m/s. Les vitesses comprises entre 6 et 10 m/s occupent la deuxième position. La rose des vents représente la distribution de quatre classes de vent selon huit directions.

L'histogramme de fréquences des classes de vitesse représente les distributions fréquentielles des quatre classes de vitesse. La rose de vent est basée sur les valeurs tri horaires de vent (direction et vitesse), (Fig. 1.5). La Rose des Vents pour Arzew montre combien d'heures par an le vent souffle dans la direction indiquée. Exemple SO : Le vent souffle du sud-ouest (SO) au nord-est (NE).

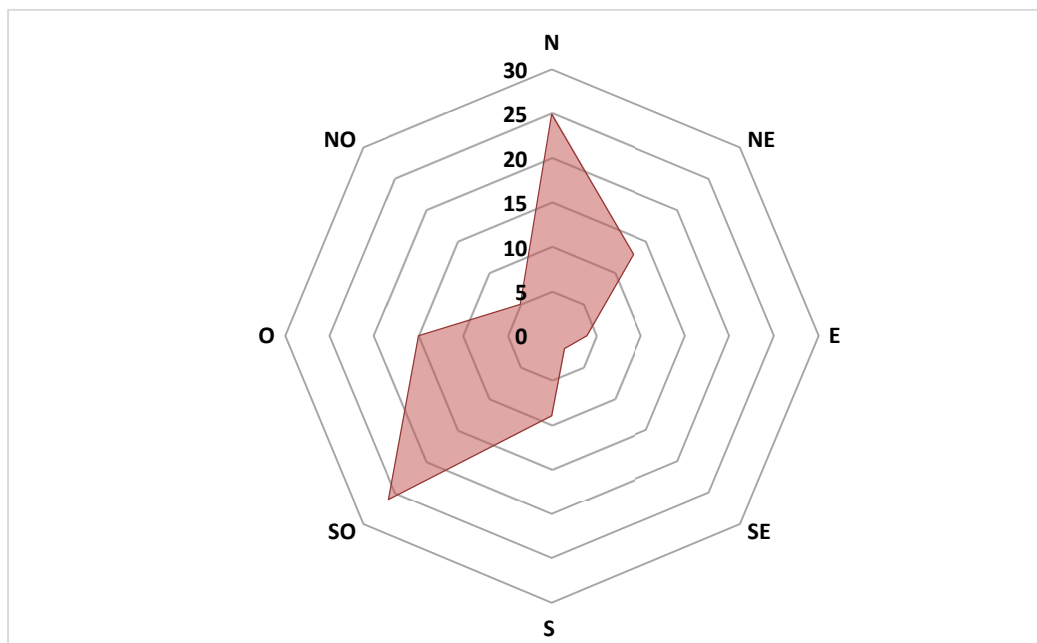


Fig. 1.5 : Rose des vents annuelle d'Arzew 2016.

1.5.1.1.4 Humidité

La zone côtière d'Oran se caractérise par une humidité relative de plus de 60% tout le long de l'année (Tab.1.3). L'humidité annuelle moyenne de la zone d'étude est de 76%, avec une moyenne de minimums de 70 % et une moyenne des maximums de 80 %.

Tab. 1.3 : Humidité relative moyenne mensuelle d'Arzew 2016

Mois	Jan.	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
H (%)	73,5	73,5	71,5	77,4	76,9	78,6	77	81,1	76,1	77,2	68,1	72,3

*H : Humidité

1.5.1.1.5 Morphologie

La topographie de la Wilaya d'Oran varie entre le niveau de la mer (la côte) et l'altitude de 950 m des montagnes de Sidi Ghalem, avec le pic de 949 m de Djebel el Kerma. La Wilaya d'Oran se compose en six zones en termes d'éléments naturels :

- La ligne de la côte
- Les collines du Sahel
- La basse plaine côtière de Bousfer-Andalouse
- La plaine de la M'lata
- La grande Sebkhah d'Oran et la Sebkhah d'Arzew, (Sebkhah : lac d'eau salée)
- Le plateau d'Oran-Arzew

La zone industrielle d'Arzew est située dans la zone littorale sur le plateau d'Oran-Arzew. La bande littorale sur laquelle le site est implanté, se présente comme une plate-forme légèrement inclinée vers le nord avec une pente voisine de 3 %. Le site de la plate-forme industrielle est étagé. Il se présente en deux ensembles topographiques :

- La plaine côtière dont l'altimétrie par rapport à la mer varie entre 0 m à 12 m.
- Le plateau dont l'altimétrie par rapport à la mer varie entre 60 m et 80 m.
- La jonction des deux ensembles est constituée de terrain à forte dénivelée.

1.5.1.1.6 Hydrologie

Le bassin d'Arzew est drainé par quelques cours d'eau qui sont de direction Ouest-Est et Sud-Nord. Ces cours d'eaux appelés oueds déversent dans la mer ; ils sont torrentiels pendant les périodes de pluies. Ces oueds sont :

- Oued El Mouhgoun ;
- Oued Tasmanit ;
- Oued El Rahi ;
- Oued El Maleh.

Les oueds principaux sont permanents et prennent leur source à quelques kilomètres de la mer. Dans ce bassin, l'hydrologie de surface a été modifiée par la construction de grands bâtiments industriels dans la zone d'Arzew et des collecteurs ont été mis en place pour l'évacuation des eaux industrielles et des eaux usées des différents complexes.

Il existe d'autres aquifères superficiels significatifs aux alentours tels que les Salines d'Arzew, le Lac de Télamine, la Sebkhah d'Oran et les Marais de la Mactâa. Ces marécages font partie de la zone humide de l'ouest de l'Algérie. Elles sont situées en amont de la zone industrielle respectivement au Sud, au Sud-Ouest et au Sud-Est de cette zone. La qualité des eaux de ces oueds

n'est pas connue et n'est pas donnée par la carte des qualités des eaux de surface de la région d'Oran (CEERI, 2019).

1.5.1.1.7 Hydrogéologie

L'hydrogéologie régionale ou locale de la baie d'Arzew est mal connue. L'approvisionnement en eau de la zone industrielle ainsi que de la population ne provient pas des nappes phréatiques de la baie d'Arzew ; il est assuré par l'usine de dessalement KAHRAMA et des réservoirs de Fergoug et Chélif.

A l'intérieur de la zone côtière de la baie d'Arzew, se trouve le plateau des Hassis qui se trouve à environ 50m au-dessus du niveau de la mer au Sud de Béthioua. Ce plateau contient une nappe exploitée surtout par les agriculteurs (puits) le long de la route d'Oran à Arzew.

Le niveau de la nappe descend graduellement vers le niveau de la mer. Les eaux souterraines deviennent salées quand elles prennent contact avec les marnes gypseuses, mais les habitants s'approvisionnent de cette eau à travers des puits d'adduction d'eau individuels de faible profondeur, cela leur permet d'atteindre une eau moins salée et de faible densité. D'autres nappes sont localisées : les plaines de la REBEHA et de la M'LETA et ARBAL. Ces puits seraient en amont hydraulique du site, donc non susceptibles d'être pollués par les activités du site (Fig. 1.6).

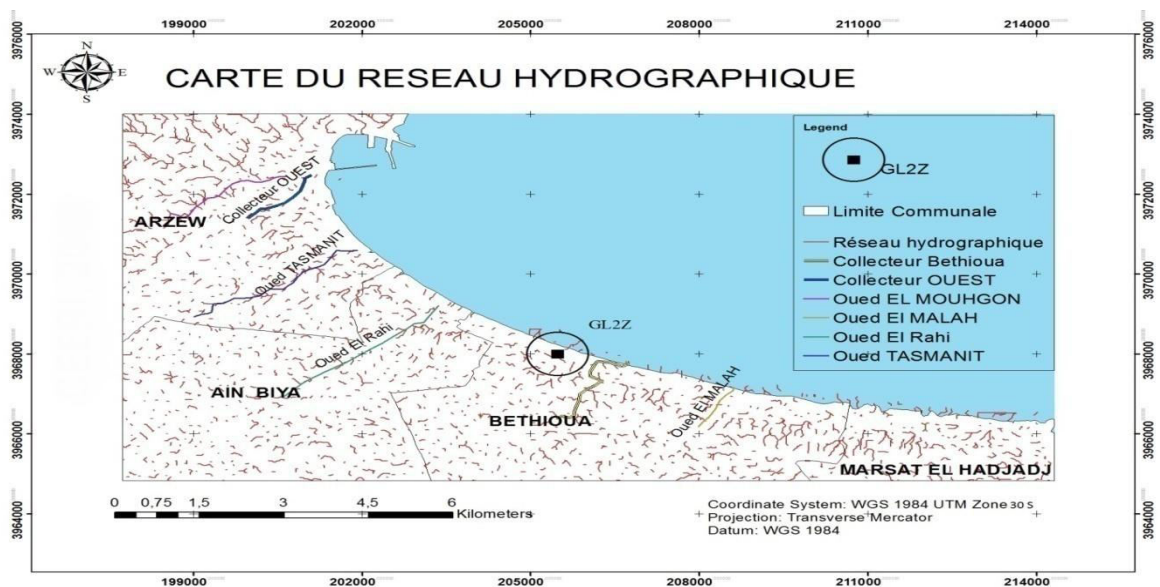


Fig. 1.6 : Carte du réseau hydrographique de la zone d'étude (Golfe d'Arzew) (CEERI, 2019).

1.5.1.2. Activité du complexe GL2Z

Le complexe de liquéfaction de gaz naturel (GL2Z) a pour mission de liquéfier le gaz naturel provenant des champs gaziers de Hassi R'mel, avec possibilité d'extraction du propane, du butane et de la gazoline. Le gaz naturel liquéfié (GNL) est pompé et chargé dans des méthaniers spécialement conçus pour le transport cryogénique, pour être expédié par la suite vers l'étranger (Arbaoui et *al.*, 2018).

1.5.1.3. Description des installations

Les différentes unités de traitement de gaz du complexe GL2Z ont été conçues en tenant compte des standards américains comprenant principalement les normes ASME (American Society of Mechanical Engineers), API (American Petroleum Institut), ASTM (American Society for Testing and Materials) et NFPA (National Fire Protecion Agency) ainsi que certains standards français et britanniques (CEERI, 2019).

La production est assurée par six trains de liquéfaction identiques utilisant un procédé basé sur une série de refroidissement afin de séparer le gaz naturel et de le liquéfier. Les fluides de refroidissement utilisés sont le propane et le MCR (Multi-Compound Réfrigérant : réfrigérant composite à base de Méthane, Ethane et Propane). Le produit final est du gaz naturel liquéfié (Fig. 1.7).

La liquéfaction se produit dans un échangeur principal grâce à une détente Joule-Tompson de MCR en phase vapeur et en phase liquide. Le MCR est quand à lui refroidi et liquéfié grâce à des échangeurs tubulaires refroidis au propane (CEERI, 2019). Les différents refroidissements et détentes sont rendus possibles par la présence de quatre compresseurs (propane, MCR 1, MCR 2, fuel gaz) présents sur chaque train de liquéfaction. Cinq produits finis différents sont extraits de ce procédé, il s'agit du GNL, de l'éthane (C_2H_6), du propane (C_3H_8), du butane (C_4H_{10}) et du pentane (gazoline ou C_5+). Avant la séparation et la liquéfaction, le gaz de charge doit subir un traitement, celui-ci est démercurisé, décarbonaté et déshydraté par différents procédés d'absorption sur tamis moléculaires (CEERI, 2019). Après la phase de production, les produits sont stockés de différentes manières. Le GNL est stocké dans trois bacs à toit fixe de 100 000 m³. Ces derniers sont maintenus à pression atmosphérique à une température de -162°C grâce à une recirculation permanente du fluide. Le C_5+ est quand à lui stocké dans deux bacs de 14 000 m³ (une partie étant réceptionnée depuis le complexe mitoyen GL1Z) (CEERI, 2019).

L'énergie nécessaire à ce procédé est produite dans le secteur des utilités. Elles sont composées de chaudières et de dessaleurs chauffés à la vapeur. Par ailleurs, une grande quantité de vapeur à haute pression est nécessaire au fonctionnement des installations. Le complexe est donc équipé de six chaudières capables de produire 400 tonnes/H de vapeur, de douze chaudières ayant une capacité de 136 tonnes/H et de quatre chaudières de 70 tonnes/H implantées dans les utilités. La vapeur produite est distribuée via trois réseaux de pressions respectives : 62 bars, 17 bars et 5 bars (CEERI, 2019).

Le complexe GL2Z est divisé en trois (03) zones principales :

- Zone des utilités ;
- Zone de procédé ;
- Zone de stockage et d'expédition.

1.5.1.3.1. Zone des utilités

Les utilités assurent le bon fonctionnement de toutes les sections du complexe GL2Z. Ces utilités nécessaires à l'exploitation de l'usine comprennent essentiellement :

- Production de vapeur ;
- Production d'eau distillée ;
- Production d'électricité ;
- Production d'air instrument de service ;
- Alimentation en eau de mer pour le refroidissement ;
- Unité électro chloration.

1.5.1.3.2. Zone de procédé

Le complexe GL2Z comprend 6 trains identiques et parallèles utilisant le procédé APCI pour la liquéfaction du gaz naturel (Fig. 1.7). Chaque train comprend les sections suivantes :

- Section décarbonatation et élimination du mercure ;
- Section déshydratation ;
- Section séparation des hydrocarbures lourds et fractionnement à l'aide de la boucle propane (pré-refroidissement à -32°C sortie Gaz Naturel) ;
- Section liquéfaction à l'aide de la boucle MCR (Cryogénique).

1.5.1.3.3. Zone de stockage et expédition

Trois réservoirs de GNL assurent le stockage de la totalité de la production des 6 trains de procédé. Le chargement du GNL est assuré au niveau de deux quais de chargement M4 et M5 en utilisant des pompes de chargement ayant un débit total de 10 000 m³/H. D'autre part, la gazoline produite au niveau des 6 trains de procédé est stockée dans deux bacs pour être chargée puis exportée à travers le complexe GP1Z (CEERI, 2019).

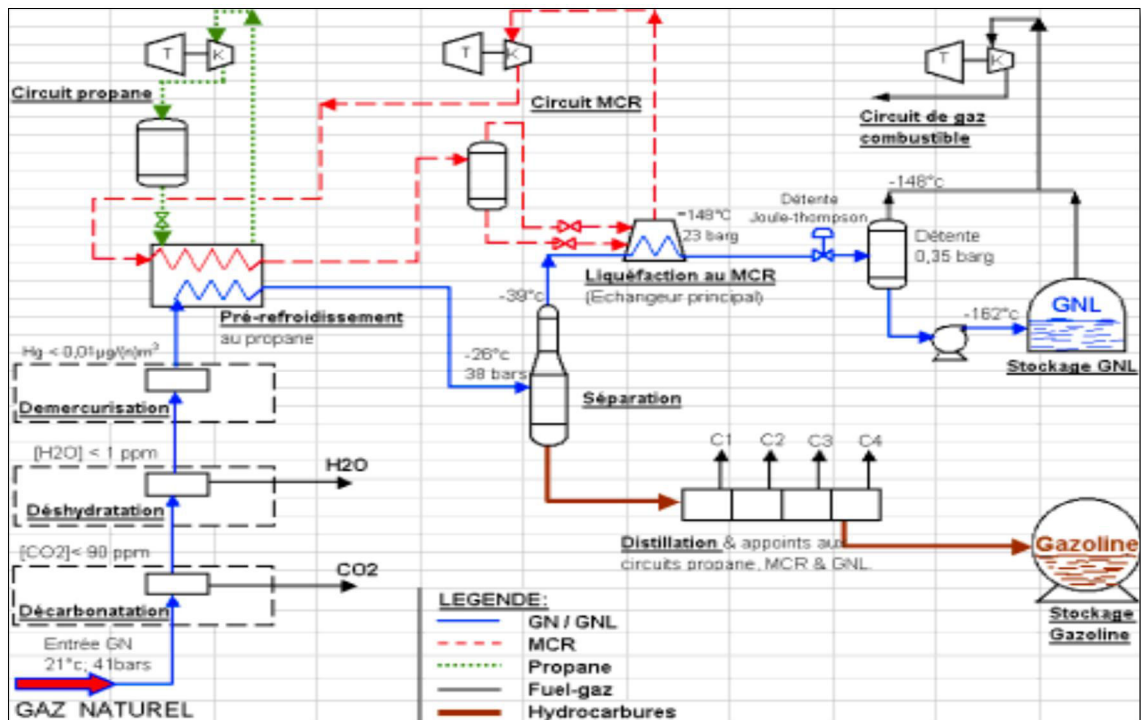


Fig. 1.7 : Schéma Synoptique du Procédé de liquéfaction du GNL (CEERI, 2019).

1.5.1.4. Réseaux des rejets liquides du complexe

Le système des effluents liquides du complexe GL2Z comprend trois (3) réseaux séparés :

- Le réseau des eaux huileuses (contaminées) ;
- Le réseau des effluents sanitaires ;
- Le réseau des eaux de refroidissement.

Le réseau d'égout des eaux huileuses (contaminées) recueille toutes les eaux venant des purges de procédé, des aires de lavage et les eaux de pluie. Les huiles contenues dans ces eaux sont séparées et chargées dans des camions citernes. L'eau propre est acheminée vers le canal de retour d'eau de mer. Relié à ce réseau, les fosses de recueillement des eaux chimiques, de lavage acide ou

basique sont utilisées fréquemment au niveau des utilités et du process pour les chaudières et dessaleurs. Ces eaux résiduaires sont acheminées vers le système des eaux huileuses après neutralisation et une confirmation de la conformité de ces rejets avec les exigences imposées par la législation (JORADP, 2006).

Le réseau d'égouts séparatifs recueille les eaux usées provenant de diverses zones de travail et les achemine vers les stations élévatrices d'où elles sont dirigées vers l'installation de traitement des eaux usées.

Actuellement, le complexe GL2Z rejette la totalité de ses eaux résiduaires vers la mer sans aucun traitement préalable. Sont concernées par cette irrégularité, les :

- Eaux de refroidissement et eaux huileuses : Ces dernières proviennent des différentes unités de process, des stations de pompage, du réseau de tuyauterie et des vidanges des équipements (moteurs, cuves ou réservoirs).
- Eaux chimiques : contiennent des produits de lessivages chimiques (des produits de nettoyage des chaudières, des produits utilisés dans les unités de dessalement comme les antimousses et les antitartres).
- Eaux sanitaires ou domestiques : proviennent des sanitaires, des vestiaires, des bâtiments administratifs et de contrôle.
- Eaux du laboratoire ;
- Eaux de cuisine : Les eaux du réfectoire et de la cuisine contiennent des huiles, des graisses, des féculs, des traces de détergents et autres produits de nettoyage (CEERI, 2019).

1.5.2. Oued Elma Kristel (S2)

Le site (S2), situé sur la côte ouest algérienne, se trouve implantée entre les deux caps formant la grande baie d'Oran, le cap Ferrat au Nord et le cap Falcon au Sud-Est. Il se caractérise par une forte activité agricole et reçoit une importante quantité de rejets, issue des activités minières et des rejets domestiques du village (Fig. 1.8). Topographiquement, il est doté d'une façade maritime exposée vers le Sud-Est, donnant à ce site une belle situation géographique d'où vient son appellation Kristel du mot Cristal. Géographiquement, il est localisé en longitude 00° 29' 066'' Ouest et en latitude 35° 50' 478'' Nord (Hellal, 2016).



Fig. 1.8 : Oued Elma Kristel (S2).

1.5.2.1. Situation géographique et description de la zone d'étude

Kristel est située au Nord-Ouest de Gdyl sur les versants Ouest du Djebel Bouhaichem d'une altitude de 426 m et celui de Kristel ayant une altitude de 497 m. Cet enclavement lui permet, en revanche, d'entretenir des relations très étroites avec Oran, son chef-lieu de wilaya (Benzaoui, 2010). Kristel, qui bénéficie d'une vue panoramique, est concernée par le projet de la zone d'expansion touristique (Z.E.T) délimitée par le décret n°88-232 du 05 novembre 1985. Elle est donc construite sur un site qui se trouve en contre bas d'un versant dont la pente dépasse parfois 20 %, en forme d'amphithéâtre orienté vers la plage, disséqué par des chaâbat et oueds, elle constitue ainsi une zone d'érosion (Fig.1.9).

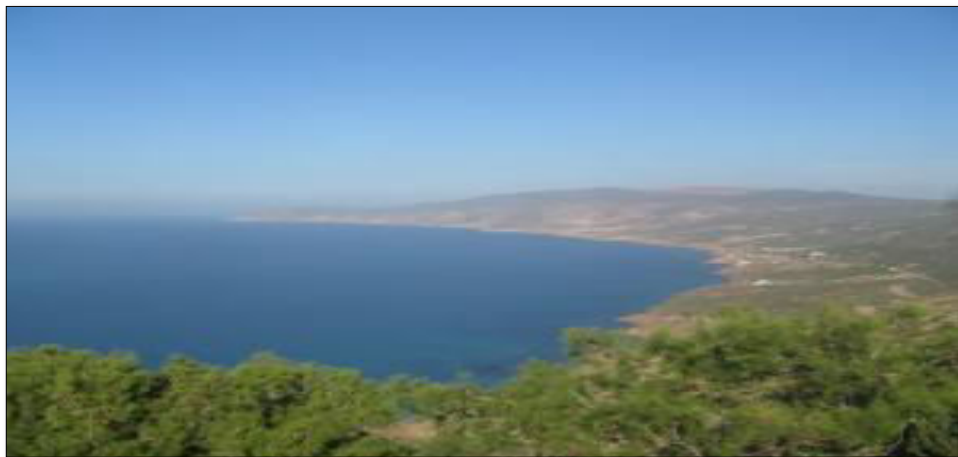


Fig. 1.9 : Vue d'ensemble de la région de Kristel.

L'agglomération de Kristel s'étend sur une superficie de 45,6 Ha, avec une population totale de 5498 personnes, réparties en 544 logements, connaissant un chômage chronique de 32,2 %. La prédominance de l'emploi est dans le secteur de l'agriculture et la pêche avec 35,5 % de l'emploi total ; ceci s'explique par la présence des terres agricoles qui contournent le centre de Kristel d'une part, et l'existence d'une activité halieutique artisanale, d'autre part (Benzaoui, 2010). Il est formé par des rivages accessibles : Plage Sidi Moussa, plage Tamda, plage française (Dahliss) et plage Ain-Defla et des rivages inaccessibles : les falaises et les promontoires, correspondent généralement aux versants ayants des pentes dépassants 25%, avancés sur mer, donnant naissance à des vues typiques comme le cas de la plage d'Oued Elma ou Oued El ghamak.

Le site Oued Elma, situé à quelques centaines de mètres au nord du village de Kristel, est dépourvu de toute activité industrielle et préserve sa nature sauvage. Administrativement, il dépend de la commune de Gdyl située du côté Est, à une distance de 7km. L'ensemble appartient à la wilaya d'Oran située au Sud-Ouest. Kristel bénéficie de l'avantage d'être située dans une baie, protégée des vents violents provenant surtout de l'Est et du Nord. Les données satellitaires témoignent que le site est caractérisé par des courants à faible intensité, provenant de l'océan atlantique alimentant la Méditerranée (Benzaoui, 2010).

La pollution industrielle du site de Kristel est peu probable vu l'absence des usines et des complexes industriels, par contre ce sont les eaux usées domestiques qui prennent le pas. Le village de Kristel est à vocation agricole débitant un volume important d'eaux usées sans traitement préalable. Etant dépourvu de réseaux d'assainissement, il contamine de façon continue les eaux souterraines qui s'écoulent vers la mer et la plage, ajoutant les eaux usées qui déversent des montagnes de Sidi Ben Yabka où se trouve un gisement minier de marbre pas loin du village (El Watan, 2020).

Partie II : Matériel et Méthodes

**Chapitre 2 : Caractérisation Physicochimique et Métallique des effluents
industriels et des eaux côtières.**

2.1. Etude des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet du complexe GL2z	84
2.2. Etude des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites (S1 et S2).....	90
2.3. Analyse statistique	91

Chapitre 2 : Caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et de rejets

2.1. Etude des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet du complexe GL2Z

Pour mieux cerner les nuisances engendrées, nous avons procédé à un contrôle des rejets liquides de ce complexe industriel durant six mois (février-juillet) 2016. Le choix des sites est basé sur l'importance de leurs déversements industriels en mer. La connaissance de certains paramètres physico-chimiques (Température, pH, MES, DBO₅, DCO, Phosphates, Azote kjeldahl et Hydrocarbures totaux) et métallique (Cd, Cu, Cr, Ni, Fe, Mn, Pb, Hg) donne une appréciation préliminaire de la qualité et du degré de la pollution de l'eau.

2.1.1. Choix des stations de prélèvements

Quatre sites (E1, E2, E3, E4) de prélèvements sont retenus dans le complexe de liquéfaction du gaz naturel pour l'étude de la pollution de ses eaux de rejets (Fig. 2.1, Tab. 2.1).



Fig. 2.1 : Situation géographique des sites de prélèvements.

Tab. 2.1 : Description et localisation des sites de prélèvements.

Site	Description	Localisation
E1	Purge de la chaudière ABB	35°48'30"N 0°15'28"W
E2	Conduite de rejets des eaux huileuses des trains de liquéfaction du gaz naturel	35°48'40"N 0°15'26"W
E3	Quai de chargement	35°48'48"N 0°15'14"W
E4	Canal de rejet général	35°48'43"N 0°15'47"W

Chapitre 2 : Caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et de rejets

E1 : Purge continue de la chaudière ABB qui permet le réglage du degré des chlorures dans l'eau de service situé au ballon supérieur de la chaudière. L'augmentation des chlorures peut causer des perforations de l'enceinte (Fig. 2.2).



Fig. 2.2 : Purge continue de la chaudière ABB (Site E1).

E2 : Conduite de rejets des eaux huileuses des trains de liquéfaction du gaz naturel (Fig. 2.3).



Fig. 2.3 : Canal de rejet des eaux huileuses (Site E2).

E3 : Quai de chargement : le prélèvement est situé à côté du déversement du canal de rejet des eaux huileuses et les eaux pluviales (Fig. 2.4)



Fig. 2.4 : Quai de chargement (Site E3).

E4 : Canal de rejet générale qui englobe les eaux de refroidissement des 06 trains de liquéfaction (Circuits de refroidissement des circuits propane et MCR) et les rejets du dessaleur (Fig. 2.5).



Fig. 2.5 : Canal de rejet général (Site E4).

2.1.2. Protocole d'échantillonnage

Les échantillons ont été récoltés entre 9H00 et 12H00 et prélevés entre 30 et 50 cm de profondeur conformément aux recommandations de (Rodier & Legube, 2009) dans des bouteilles en polyéthylène opaque, préalablement rincées trois fois avec l'eau à analyser, puis conservés à 4°C jusqu'à transport au laboratoire, pour analyse dans les 24 heures qui suivent. Les méthodes d'analyses sont celles préconisées par la norme NF EN ISO 5667-3 et le guide FD T 90-523-2 (Eymery *et al.*, 2011) pour éviter toute contamination. Deux millilitres d'acide nitrique sont ajoutés à chaque prélèvement afin d'éviter certaines précipitations et les absorptions de métaux sur les parois du flacon. A chaque prélèvement, la température et le pH sont mesurés in situ à l'aide d'une sonde multi paramètres (Multi Parameter Instrument). Toutes les analyses des eaux de rejets ont été réalisées au niveau du Laboratoire du complexe GL2Z et la RAFFINERIE d'Arzew.

2.1.3. Protocole d'analyse

La détermination des paramètres physico-chimiques et métalliques des eaux de rejets des quatre sites d'étude a été évaluée selon les méthodes décrites par Rodier *et al.*, (2009).

2.1.3.1. Mesure de la Température

Le contrôle réglementaire de la température joue un rôle très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz, et la détermination du pH agit aussi comme facteur physiologique sur le métabolisme de croissance des micro-organismes vivant dans l'eau. Sa mesure a été effectuée in situ suivant les indications de la norme NF T 90-100.

Chapitre 2 : Caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et de rejets

2.1.3.2. Mesure du potentiel d'hydrogène (pH)

La mesure du pH des différents échantillons a été effectuée par un pH-mètre (de type HANNA pH 211). Des valeurs de pH inférieures à 5 et supérieures à 8,5 altèrent la croissance et la reproduction des microorganismes existants dans une eau. Les bactéries peuvent croître dans une gamme de pH comprise entre 5 et 9, l'optimum est situé entre 6,5 et 8,5.

2.1.3.3. Détermination des matières en suspension totaux (MES)

Les matières en suspension totales et volatiles ont été déterminées selon la norme (AFNOR NF 90-105) par la méthode de filtration (Annexe 01). Les solides en suspension dans l'eau, constitués de matière organique et minérale, proviennent de sources naturelles, d'effluents municipaux et industriels, du ruissellement des terres agricoles et des retombées de particules atmosphériques (Rahila, 2010). Les solides en suspension volatils (durant une calcination), sont majoritairement composés de matière organique, mais peuvent comprendre certains sels minéraux. Les eaux avec des niveaux élevés de solides en suspension sont turbides et inesthétiques, empêchent la pénétration de la lumière et abaissent la productivité du milieu récepteur. Les matières en suspension sont de nature à engendrer des maladies chez le poisson et même l'asphyxie par colmatage des branchies.

2.1.3.4. Dosage de la Demande Biologique en Oxygène (DBO5)

La DBO₅ est la quantité en oxygène (en mg/L) pour assurer la dégradation (par voie bactérienne) des matières organiques contenues dans un litre d'eau résiduaire, à l'obscurité et à une température de 20°C. Sa détermination suivant la norme AFNOR (NF T90. 103) vise à reconstruire au niveau du laboratoire, les phénomènes de dégradation qui ont eu lieu dans le milieu naturel. La quantité d'oxygène consommée dans les conditions de l'essai est mesurée après un laps de temps de 5 jours à l'obscurité (Rodier et *al.*, 2009) (Annexe 01).

2.1.3.5. Dosage de la Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydables (quelle que soit leur origine organique ou minérale) dans des conditions opératoires définies. Sa détermination a été réalisée selon la norme AFNOR (NF T90-101). Son calcul est établi à partir de la quantité de dichromate de potassium réduite (Rodier et *al.*, 2009) en se basant sur la relation : $DCO = 8000 * C * (V1 - V2) / V0$.

Chapitre 2 : Caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et de rejets

Avec :

C : concentration (en mol/l) de sulfate de fer (II) et d'ammonium.

V0 : volume (en ml) de la prise avant dilution.

V1 : volume (en ml) de sulfate de fer (II) et d'ammonium utilisé pour l'essai à blanc.

V2 : volume (en ml) de sulfate de fer (II) et d'ammonium utilisé pour la détermination de l'échantillon (Annexe 01).

5.1.3.6. Dosage des phosphates

Les phosphates ont la propriété de neutraliser l'action du calcaire et sont donc rajoutés aux détergents pour adoucir l'eau et obtenir ainsi un meilleur lavage. Leur utilisation fait l'objet, depuis quelques années, d'une polémique entre producteurs de lessives et protecteurs de l'environnement. Pour ne pas contaminer les milieux aquatiques, une solution efficace existe qui consisterait à déphosphater les eaux usées dans les stations d'épuration, mais elle est très coûteuse (CNRS, 2019). La méthode repose sur la réaction de l'orthophosphate avec le molybdate, en présence d'antimoine, pour former le complexe phosphomolybdique, qui est ensuite réduit par l'acide ascorbique pour former un composé bleu. L'analyse colorimétrique est réalisée à une longueur d'onde de 820 nm à l'aide d'un auto analyseur en flux continu (Rodier et *al.*, 2009) (Annexe 01).

2.1.3.7. Dosage de l'azote Kjeldhal (NTK)

L'azote représente un indicateur de pollution du milieu et son contrôle permet de suivre l'évolution des contaminations. Par ailleurs, sa présence est indispensable dans les systèmes de traitement utilisant une filière biologique (Annexe 01). Sa présence dans les rejets d'eaux résiduaires peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique provient principalement de composés tels que des protéines, des polypeptides, des acides, aminés et l'urée et l'azote minéral se trouve sous forme d'ammoniaque, de nitrates et de nitrites. L'ensemble de l'azote sous toutes ses formes est appelé azote global (NGL) constitué de l'azote réduit NTK (Kjeldhal) et des formes oxydées de l'azote.

$$\text{NGL} = \underbrace{\text{N}_{\text{NH}_4^+} + \text{N}_{\text{organique}}}_{\substack{\text{Azote réduit} \\ \text{Kjeldhal (NTK)}}} + \underbrace{\text{N}_{\text{NO}_2^-} + \text{N}_{\text{NO}_3^-}}_{\substack{\text{Azote oxydé et} \\ \text{les composés nitrés et nitrosés}}}$$

L'analyse est basée selon la norme AFNOR NF T 90-110. La méthode Kjeldahl comporte une première phase de minéralisation en milieu sulfurique et catalysé, puis une phase de distillation en

Chapitre 2 : Caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et de rejets

présence de soude, avant le dosage par acidimétrie. L'azote représente un indicateur de pollution du milieu et son contrôle permet de suivre l'évolution des contaminations. Par ailleurs, sa présence est indispensable dans les systèmes de traitement utilisant une filière biologique (Annexe 01).

2.1.3.8. Dosage des Hydrocarbures totaux (HCT)

Les hydrocarbures du pétrole sont des polluants aux propriétés physiques, chimiques et toxiques variées. Les principales sources d'émission dans l'environnement sont produites par l'industrie pétrolière et par les effluents d'industries utilisant des produits pétroliers à l'intérieur de leur processus industriel. De plus, un entreposage inadéquat de ces produits, un déversement accidentel ou un lessivage par les eaux de précipitation sont autant de causes susceptibles d'entraîner une contamination ponctuelle.

L'hydrocarbure ou l'huile est l'un des polluants de l'eau les plus importants. Une petite quantité de l'huile peut produire le film vastement couvrant la surface de l'eau, lequel affecte le transfert de l'oxygène et par conséquent ruine l'écosystème (le principe du dosage se trouve dans l'annexe 01).

L'indice hydrocarbure correspond, dans ce cas, à la somme des concentrations des composés extractibles par les solvants définis ci-dessous et dont les temps de rétention en chromatographie gazeuse se situent entre ceux du n-décane ($C_{10}H_{22}$) et du n-tétracontane ($C_{40}H_{82}$).

2.1.3.9. Dosage des éléments trace métallique (Cd, Cr, Ni, Mn et Pb)

Nous avons jugé utile de doser les éléments traces suivant les deux normes : AFNOR T 90-119 et ASTM D 2576-70 (1981), du fait de leur précision et des limites de détection de l'ordre de 1 $\mu\text{g/L}$. Le dosage des métaux a été réalisé suivant la disponibilité des lampes à cathode creuse au niveau du laboratoire. Nos dosages ont été réalisés au niveau du laboratoire du complexe de liquéfaction de gaz GL2Z par spectrophotométrie par absorption atomique (SAA) de marque Varian spectre AA240 piloté par un logiciel Spectre AA version 5.1.

2.1.3.10. Dosage du Mercure total (Hg)

Pour réaliser ce dosage selon la norme (ISO 12846 : 2012), le mercure est d'abord transformé en Hg^{2+} en traitant l'échantillon par un mélange oxydant d'acides nitrique et sulfurique, suivie d'une réduction du cation à l'état métallique par SnCl_2 . Le mercure élémentaire est alors entraîné par un courant de gaz inerte à travers un long tube où l'absorbance est mesurée à 253,7 nm.

Chapitre 2 : Caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et de rejets

2.1.3.11. Détermination du Fer (Fe)

Pour le dosage du fer dans les eaux, on a utilisé la méthode HACH. Cette méthode s'articule sur la norme américaine (ASTM D 1068-82). Le réactif ferrover (1,10 Phenantroline) réagit avec le fer dissous et la plupart des formes insolubles pour produire du fer ferreux soluble, celui-ci réagit avec le réactif en formant une coloration orange proportionnelle à la concentration du fer.

2.1.3.12. Détermination du Cuivre (Cu)

Le dosage du cuivre est réalisé selon la méthode HACH qui s'appuie sur la norme (ASTM D 1688-90). Le réactif Bicinchoninate de sodium est un réactif colorimétrique spécifique au cuivre, sa sensibilité au cuivre est très grande par rapport à la neocuproïne ; en solution alcaline, Cu II est réduit en Cu I en formant un complexe rouge avec Bicinchoninate de sodium.

2.2. Etude des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux côtières des sites (S1, S2)

La qualité de l'eau de mer résulte de processus chimiques et biologiques, eux-mêmes plus ou moins influencés voire altérés par les apports dus à l'activité humaine (Rodier et *al.*, 2009). L'analyse de l'eau de mer doit répondre à deux questions, la première concerne la connaissance de la composition exacte de l'eau de mer, la nature et la concentration de ses différents constituants. La deuxième question concerne la composition normale de l'eau liées à l'activité humaine (Rodier et *al.*, 2016). Le milieu marin est à la fois témoin et acteur de l'histoire de la planète et sa composition chimique résume et intègre toute la complexité des processus de son évolution (Lasmole, 2014).

Une série d'analyses de l'eau de mer des deux sites (S1, S2) a été réalisée pour évaluer la qualité physicochimique des eaux côtières du littoral ouest algérien afin d'étudier l'influences de ces facteurs sur les différents paramètres étudiés (indice biologique, biodisponibilité et bioaccumulation métallique) chez une espèce bioindicatrice, la moule *Mytilus galloprovincialis*.

2.2.1. Période et méthodes d'échantillonnage

L'échantillonnage des eaux côtières a été effectué sur un cycle annuel, à raison d'une fois par saison : Février (Hiver), Mai (Printemps), Août (Eté), Novembre (Automne)) de l'année 2016, au niveau des deux sites d'étude (S1 : Le complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel et S2 : Oued Elma Kristel).

Chapitre 2 : Caractérisation physicochimique et métallique des eaux côtières et de rejets

L'échantillonnage a été effectué conformément aux recommandations techniques préconisées par Rodier & Legube (2009). Les échantillons d'eaux de mer ont été prélevés à environ 1 m de profondeur, afin d'éviter de recueillir le film de surface considérablement enrichi. Les bouteilles en verre opaque, dans lesquelles sont recueillis ces échantillons d'eau, sont rincées plusieurs fois avant d'être remplies. Ils sont ensuite transportés dans des glacières pour être stockés au réfrigérateur à +4°C jusqu'à l'analyse.

2.2.2. Contamination des échantillons

Un risque de contamination des échantillons est toujours présent, donc pour éviter la perte de déterminants pendant l'échantillonnage, le stockage, le pré-traitement ou l'analyse et éviter ainsi d'obtenir des données erronées, un régime de Qualité Assurance (QA) a été appliqué à l'échantillon, et ce du tout premier contact jusqu'à la dernière mesure ou jusqu'au dernier dosage, ainsi qu'à la notification des données. Les récipients contenant les prélèvements, propres et étiquetés, ont été maintenus bien fermés de façon à éviter toute contamination du produit échantillonné, conservés à l'abri de toute contamination du milieu externe.

2.3. Analyse statistique

Les résultats des différents paramètres sont représentés par la moyenne \pm erreur standard (moyenne \pm SE). Tous les paramètres physico-chimiques mesurés ont été testés en utilisant l'analyse de variance (ANOVA) afin d'analyser les effets des facteurs "site" et "saison" et l'interaction entre les deux facteurs ("site x saison"). Les différences significatives ont été établies au niveau $p < 0,05$ selon le test de Tukey pour la comparaison multiple entre les variations des moyennes annuelles et saisonnières des différents paramètres. L'analyse statistique a été réalisée à l'aide du logiciel STATISTICA (Version 12.1 Statsoft).

Partie II : Matériel et Méthodes

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez la *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

3.1. Protocole d'échantillonnage.....	93
3.2. Période et Méthodes d'échantillonnage	93
3.3. Traitement des échantillons	93
3.4. Calcul de l'indice de condition (IC).....	94
3.5. Analyse chimique des éléments traces métalliques (ETM).....	96
3.6. Protocole expérimental d'analyse	96
3.7. Calcul des indices métalliques.....	99
3.8. Analyse statistique	99
3.9. Estimation du risque de la consommation pour la santé humaine.....	100

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

3.1. Protocole d'échantillonnage

Pour estimer la contamination de cette espèce de Mytilidés par les éléments traces métalliques et afin d'avoir une appréciation des niveaux de cette contamination de manière représentative et pertinente, un échantillonnage adapté a été nécessaire. A cet effet, l'échantillonnage a été effectué conformément aux recommandations techniques préconisées par :

- Le programme QUASIMEME (Qualité Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe, 1992) (Wells, 1994) ;
- Les lignes directrices "JAMP" de la surveillance continue de la commission OSPAR (1999) ; et
- Le plan d'échantillonnage pour les produits de la pêche de l'AFSSA (2003).

La méthode d'échantillonnage choisie lors de notre étude tient compte des objectifs quantitatifs spécifiques du programme de surveillance. Pour cela, nous avons suivi un échantillonnage destiné à la surveillance de la distribution spatiale et des tendances chronologiques, stratifiée en fonction de la longueur.

3.2. Période et Méthodes d'échantillonnage

L'échantillonnage des moules a été effectué sur un cycle annuel, à raison d'une fois par saison : Février (Hiver), Mai (Printemps), Août (Eté), Novembre (Automne) durant l'année 2016, ciblant deux sites d'étude. Il est pratiquement impossible de mesurer toute la masse de moules prises et présentes dans la mer. C'est pourquoi on fait recours à un échantillonnage stratifié pour que le résultat de la recherche menée soit très proche de la réalité. Les moules de taille oscillante entre 2 et 8 cm, sont collectées à la main au niveau de l'étage médiolittoral (entre 1 et 10 m) (Fig. 3.1) triées, rincées délicatement à l'eau de mer puis transportées directement au laboratoire dans une glacière (à +4°C) munie d'accumulateurs de froid avant de les ramener directement au laboratoire de recherche de l'institut de Maintenance et de Sécurité Industrielle (IMSI) pour analyse et mesure.

3.3. Traitement des échantillons

Lorsque nos échantillons sont arrivés au laboratoire, les moules sont inspectées et les individus morts sont éliminés. Cinquante (50) individus ont été sélectionnés et chaque individu est pesé à l'aide d'une balance à précision à 1/10 mm pour déterminer le poids humide total (PT, le poids de la coquille avec l'ensemble du corps mou), et une série de mesures biométriques est réalisée sur

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

chaque individu à l'aide d'un pied à coulisse de précision (à 1/10 mm près) suivant les descriptions de (W. Fischer, 1987) pour déterminer :

- La longueur de la coquille (L) ;
- La hauteur de la coquille (H) ;
- L'épaisseur de la coquille (E).

Ensuite, les moules sont décoquillées à l'aide d'un scalpel en acier inoxydable, puis posées sur le côté ventral sur du papier filtre afin d'éliminer le liquide intervallaire (Fig. 3.1). Après dissection, la partie molle (les gonades, la glande digestive et les autres tissus mous) est récupérée, puis pesée à l'aide d'une balance à précision (à 1/10 mm près) dans des coupelles en aluminium pour déterminer :

- Le poids total sans le liquide intervallaire (Poids total après égouttage PT) ;
- Le poids humide du corps mou (PCM) ;
- Le poids sec de la coquille (PC)

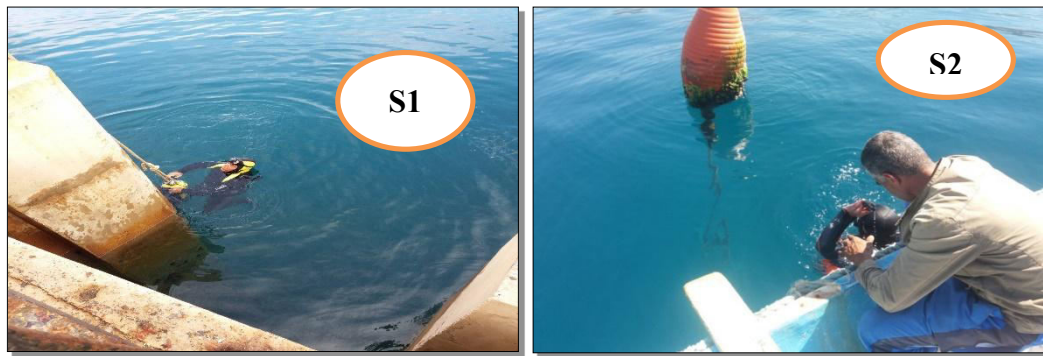
Après la prise des mesures biométriques linéaires et pondérales, l'ensemble du corps mou des moules est regroupé en dix 10 pools (chaque pool correspond à cinq (05) individus de même taille) puis séché à 70°C pendant 48H pour l'analyse chimique des métaux lourds (Fig. 3.1). Le séchage des coquilles é été effectué par leur mise en étuve à 70°C pendant 48H. Toutes les mesures biométriques (linéaires et pondérales) ainsi que les caractéristiques relatives à l'échantillonnage ont été mentionnées dans une fiche d'échantillonnage. Ensuite, la partie sèche de chaque pool est récupérée pour une opération de broyage dans un mortier jusqu'à obtention d'une poudre. 0,25 g de cette poudre est pesée et mis dans des piluliers en verre, étiquetée et stockée au frais pour éviter toute contamination (Fig. 3.1).

3.4. Calcul de l'indice de condition (IC)

Le suivi des variations de l'indice de condition permet d'évaluer l'état de santé des organismes et les fluctuations de leurs réserves énergétiques, qu'il s'agisse d'engraissement ou d'amaigrissement. Il correspond au rapport entre le poids du corps mou de l'individu et le poids corporel (Rouane-Hacene, 2013). L'IC des moules des deux sites d'échantillonnage a été calculé selon la méthode recommandée par AFNOR (1985) :

$$\text{IC} = (\text{Poids frais du corp mou (g)} / \text{Poids total sans liquide intervallaire (g)}) * 100.$$

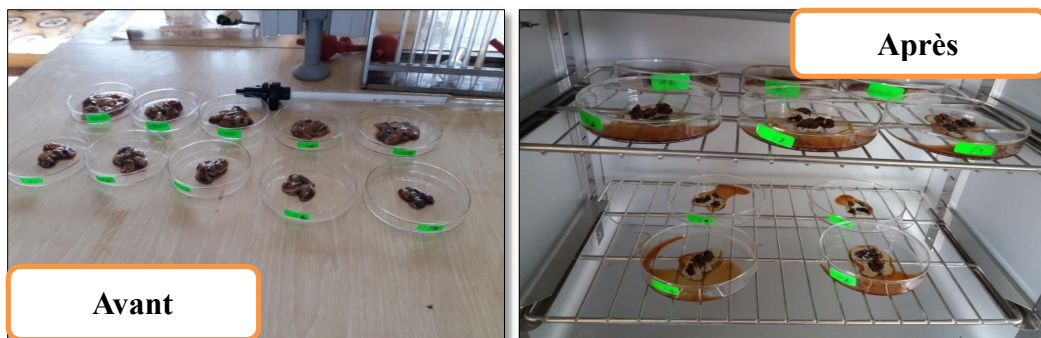
Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine



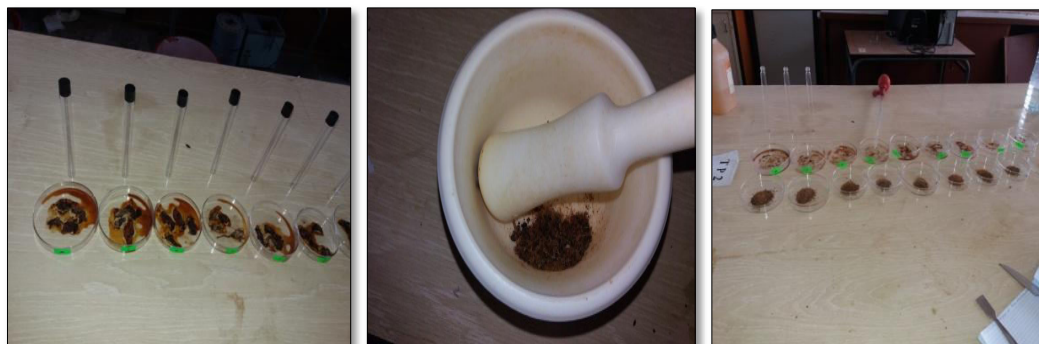
Sites de prélèvement des moules



Traitement des moules



Séchage du corps mou (avant et après)



Sous-échantillons de moules préparés

Fig. 3.1 : Sites de prélèvement et traitement des moules.

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

3.5. Analyse chimique des éléments traces métalliques (ETM)

Le processus d'analyse des ETM dans la partie molle de la moule *Mytilus galloprovincialis* passe par quatre étapes : homogénéisation, séchage, minéralisation et enfin une détection par des méthodes spectrométriques aux instruments, méthodes spécifiques à chacun des éléments (par exemple, AAS, ICP,...) (Perez et al., 2000).

3.5.1. Principe de la minéralisation

La minéralisation, combustion par voie humide, est une méthode ayant l'avantage de donner des résultats précis et de supprimer certaines sources d'erreurs dues à la déperdition de composés volatiles organométalliques en cours de séchage (FAO, 1977).

Les métaux lourds sont extraits des organes suite à une minéralisation qui consiste en une dégradation de la matière organique et à solubiliser les substances toxiques accumulées. En effet, les métaux organiquement liés sont transformés en ions métalliques libres par attaque acide (acide nitrique : HNO_3) (Perez et al., 2000).

3.5.2. Principe du dosage des éléments traces métalliques par SAA

La principale technique d'analyse permettant le dosage des métaux lourds (Pb, Zn, Ni, Fe, Cu) est la spectrométrie d'absorption atomique (SAA) qui présente certains avantages tels que : rapidité, simplicité et sélectivité élevée. Sa sensibilité de détection s'étend du ppb (ng/g de poids sec) au ppm (mg/kg de poids sec).

Le principe de la SAA consiste à porter les éléments à leur état atomique sur le trajet même d'un rayon lumineux, et à effectuer simultanément une mesure de l'absorption des atomes formés à une longueur d'onde. La proportionnalité entre l'absorbance et la concentration permet de calculer les teneurs dans les échantillons. La formation d'atomes neutres peut être réalisée de deux manières différentes par :

- Vaporisation et atomisation dans une flamme (SAA flamme) ;
- Pyrolyse et atomisation dans un four en graphite (SAA sans flamme ou Four).

3.6. Protocole expérimental d'analyse

3.6.1. Minéralisation des sous-échantillons

La minéralisation a été effectuée au niveau du laboratoire réseau de surveillance environnementale (LRSE) de l'Université Oran 1 à l'aide d'un minéralisateur de type VELP pourvu d'une série de 6

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

tubes (Fig. 3.2). 0,25 g de tissu en poids sec d'échantillon est déposé dans le fond d'un matras auquel on ajoute 1 ml d'acide nitrique. Le matras est mis dans un nid chauffant qui maintiendra à température constante (95°C) pendant 1H. Le haut du ballon est relié à un réfrigérant qui possède une entrée et une sortie d'eau courante qui assurera le refroidissement de l'installation. Après le refroidissement des matras, le minéralisât est récupéré et complété à 4 ml par l'eau bidistillée. Le tout est mis dans des piluliers étiquetés, hermétiquement fermés et conservés à basse température pour le dosage des ETM au SAA (Rouane-Hacene, 2013).



Fig. 3.2 : Etapes de la minéralisation au laboratoire LRSE.

3.6.2. Dosage des Eléments traces métalliques par la SAA

Les dosages des métaux lourds dans les minéralisats des tissus des moules ont été réalisés au niveau du laboratoire de la Raffinerie d'Arzew de la Sonatrach à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme munis d'un four à graphite de type Perkin Elmer Analyst-100 - version 1.10 (Fig. 3.3). L'étalonnage a été réalisé avec une gamme relative à la concentration des échantillons. Pour chaque métal à analyser, les échantillons standards sont préparés à partir des solutions mères (Fig. 3.4)

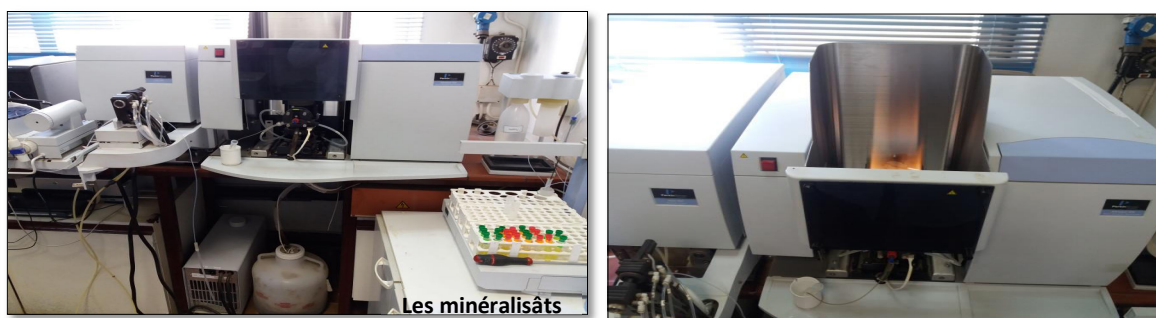


Fig. 3.3 : Dosage des ETM (Pb, Zn, Ni, Fe, Cu) au SAA type Perkin Elmer.

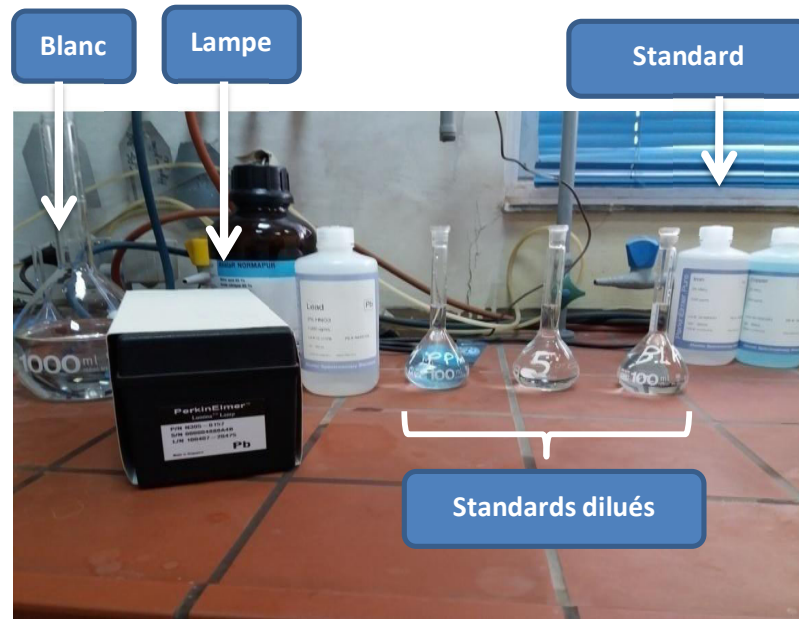


Fig. 3.4 : Préparation des standards dilués à partir des standards mère.

3.6.3. Contrôle de justesse et de précision du protocole analytique

Un blanc de procédure a été mesuré pour chacune des séries d'échantillons et préparé simultanément, avec les mêmes acides que pour les échantillons eux-mêmes qui nous ont permis de mettre en évidence la contamination de l'échantillon par des composés parasitants, et d'éliminer les erreurs de quantification.

Lors de notre protocole analytique, la minéralisation des échantillons est accompagnée, d'une part, par celle des blancs, constitués de solutions contenant le réactif de minéralisation (acide nitrique) et subissant les mêmes conditions expérimentales que l'échantillon, et d'autre part, par des séries d'échantillons d'inter-calibration sur un matériel biologique standard (moule de Méditerranée *Mytilus galloprovincialis*), fournis par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (A.I.E.A) sous le code SRM 2976 (Fig. 3.5) nous permettant, ainsi de définir les coefficients de variation pour chacun des métaux recherchés et de contrôler la justesse et la précision du protocole analytique.



Fig. 3.5 : Echantillon standard d'inter-calibration (SRM 2976-AIEA).

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

Ainsi, la différence entre la valeur trouvée (V_t) et la valeur référence (V_r) est calculée et le Δ est défini comme suit :

$$\Delta = (V_t - V_r / V_r) \times 100$$

- Si $\Delta \% < 10$ aucune correction n'est apportée.
- Si $\Delta \% > 10$ la correction est obligatoire et s'effectue de la manière suivante :

$$V_c = V_t / (1 + \Delta / 100)$$

- V_t : valeur trouvée
- V_r : valeur référence
- V_c : valeur corrigée

3.7. Calcul des indices métalliques (IM)

Les indices métalliques (IM) représentés par le rapport Métal/poids sec de la coquille, sont calculés pour déterminer la biodisponibilité des métaux, selon la méthode recommandée par Fischer (1984) et Soto et *al.*, (1997) comme suit:

$$IM = CMTM / (PCMA / PC)$$

Avec :

- IM : Indice Métallique (mg métal/kg poids sec de la coquille) ;
- CMTM : Concentration Métallique dans le Tissu Mou (mg métal/kg poids sec de tissu) ;
- PCMA : Poids du Corps Mou Analysé (g poids sec de tissu) ;
- PC : Poids de la Coquille (g poids sec).

3.8. Analyse statistique

Les résultats des différents paramètres sont représentés par la moyenne \pm erreur standard (moyenne \pm ES). Tous les paramètres mesurés chez la moule, *Mytilus galloprovincialis* ont été testés en utilisant l'analyse de variance (ANOVA) afin d'analyser les effets des facteurs "site" et "saison" et l'interaction entre les deux facteurs ("site x saison"). Les différences significatives ont été établies au niveau $p < 0,05$ selon le test de Tukey pour la comparaison multiple entre les variations des moyennes annuelles et saisonnières des différents paramètres.

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

Les corrélations entre les concentrations de métaux et les indices métalliques chez la moule ont été réalisées par analyse des corrélations de Pearson. L'analyse statistique a été réalisée à l'aide du logiciel STATISTICA (STATISTICA, Version 12.1 Statsoft).

3.9. Estimation du risque de la consommation pour la santé humaine

Les valeurs de l'apport hebdomadaire alimentaire estimé (EWI), du quotient de danger cible (THQ), du risque de cancer au cours de la vie (RC) et le taux limite de consommation (CR_{lim}) sont calculées pour l'évaluation des risques pour la santé des consommateurs associés à la consommation de moules en provenance des deux sites (S1, S2) d'échantillonnage.

3.9.1. Calcul de l'apport hebdomadaire alimentaire estimé (EWI)

EWI a été calculé à l'aide de la formule fournie par (USEPA, 2000).

$$EWI = (C_m * IR_w) / BW$$

Avec :

- **C_m** : représente la concentration en ETM dans la chair des moules ($mg \cdot kg^{-1}$ poids humide) ;
- **IR_w** (Intake Rate per Week) : le taux de consommation par semaine (kg) ;
- **BW** (Body weight) : la masse moyenne d'un adulte (kg).

Le taux de consommation journalier de moules (IR) varie entre 17 et 30 g (Jović & Stanković, 2014). Selon Rouabhi (2020), la consommation des moules est moyennement élevée dans la région oranaise (22 g/j), et s'accroît généralement en été (Taleb & Boutiba, 2007). Le poids moyen d'un adulte (BW) est estimé à 60 kg.

Les valeurs de (EWI) ont été comparés à l'apport hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) recommandé par le comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) (FAO/WHO, 2011), qui est estimé pour le Zn à 7 mg/semaine/kg BW (Al-Muhaimeed et al., 2000), pour le Fe et le Cu (5,6 – 3 mg/semaine/kg BW respectivement) (Bat et al., 2018).

Selon le JECFA (FAO/WHO 2011), il est impossible d'établir un PTWI sûr pour la protection de la santé humaine vis-à-vis le plomb. Par conséquent, un PITWI de 0,025 mg/semaine/kg BW a été utilisé en référence du travail réalisé par Bat (2018).

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

3.9.2. Calcul du quotient de danger cible (THQ)

Le quotient de risque cible (THQ) est défini comme le rapport entre l'exposition à l'élément toxique et la dose de référence, qui est le niveau le plus élevé auquel aucun effet néfaste sur la santé n'est attendu. La dose de référence est spécifique à l'élément métallique évalué.

Le THQ décrit le risque sanitaire non cancérigène posé par l'exposition à l'élément toxique respectif. Si le THQ est <1, aucun effet non cancérigène sur la santé n'est attendu. Si, par contre, le THQ est >1, il est possible que des effets néfastes sur la santé soient ressentis. Un THQ supérieur à 1 ne constitue pas une probabilité statistique que des effets nocifs non cancérigènes sur la santé se produisent. Le THQ a été estimé à l'aide de la méthodologie de l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA, 2019) il est calculé à l'aide de l'équation :

$$\text{THQ} = [(\text{Efr} * \text{ED} * \text{IRd} * \text{C}) / (\text{Rfd} * \text{BW} * \text{AT})] * 10^{-3}$$

Avec :

- **THQ** : quotient de danger ;
- **Efr** : fréquence d'exposition (365 jours par an) ;
- **ED** : durée d'exposition égale à la durée moyenne d'une vie (70 ans) ;
- **IRd** : taux de consommation de moules (g/personne/jour) ; (0,02 kg/personne/jr) (FAO, 2013)
- **C** : concentration des ETM dans la chair de moule (mg/kg poids frais) ;
- **Rfd** : dose de référence orale (mg/kg/jour) ;
- **BW** : poids moyen d'un adulte (kg) ;
- **AT** : durée d'exposition moyenne pour les non cancérigènes. (365 jrs/an × ED).

Basé sur les données de l'USEPA (2019), les valeurs de Rfd utilisées pour Fe, Cu, Zn, Ni et Pb sont 0,7 ; 0,04 ; 0,3 ; 0,02 et 4.10^{-3} (mg/kg/jour) respectivement.

L'effet combiné TTHQ de plusieurs ETM est calculé comme équivalent à la somme des THQ :

$$\text{TTHQ} = \text{THQ (Pb)} + \text{THQ (Zn)} + \dots + \text{THQ (n)}$$

Des valeurs de THQ et de TTHQ >1 → indiquent qu'il existe un potentiel à effets néfastes non cancérigènes sur la santé (Yi et al., 2011; USEPA, 2019 ; Köşker et al., 2022).

Chapitre 3 : Biométrie, Biodisponibilité, Bioaccumulation des métaux chez *M. galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine

3.9.3. Calcul du risque de cancer au cours de la vie (RC)

Les calculs du RC sont basés sur l'USEPA (2019). Le RC est utilisé pour calculer le risque de cancer pour les personnes exposées à la pollution métallique par la consommation. Les valeurs de CR supérieures à 10^{-5} indiquent un risque élevé d'effet cancérigène. Il a été calculé à partir de l'équation :

$$RC = [(Efr * ED * IRd * C * CPSo) / (BW * AT)] * 10^{-3}$$

Avec :

- CPSo est le facteur de pente cancérigène par voie orale de la base de données du système intégré d'information sur les risques (USEPA, 2019).
- CPSo du Pb estimé à $8.5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/jour.

3.9.4. Calcul du taux limite de consommation (CR_{lim})

Le taux limite de consommation (CR_{lim}) de la moule a été évalué sur la base de la dose orale de référence (RfD) ; il est calculé selon la formule suivante : $CR_{lim} = (RfD \times BW) / C$

avec :

- CR_{lim} : Taux de consommation de moules permis maximal (kg/jr) (Mortazavi & Norozi Fard, 2017).

Partie III : Résultats et Discussion

Chapitre 1 : Résultats des analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet et des eaux côtières.

1.1. Résultats des analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet du complexe de liquéfaction du gaz naturel.....	104
1.1.1. Evaluation mensuelle de la qualité physico-chimique des eaux de rejets.....	104
1.1.2. Variations mensuelles de la contamination métallique des eaux de rejets.....	109
1.1.3 Discussion.....	114
1.2. Résultats des évaluations de la qualité physico-chimique des eaux côtières des sites (S1 et S2)	119
1.2.1. Variations annuelles des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites S1 et S2	120
1.2.2. Variations saisonnières des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites S1 et S2	125
1.2.3. Discussion.....	129

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

1.1. Résultats des analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux de rejet du complexe de liquéfaction du gaz naturel

1.1.1. Evaluation mensuelle de la qualité physico-chimique des eaux de rejets

L'analyse de variance effectuée sur les paramètres physico-chimiques des eaux de rejets prélevés au niveau du complexe GL2Z sur les sites (E1, E2, E3, E4) à travers le test F (Tab 1.1) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et mois) affecte très significativement ($p < 0.001$) la DBO5, DCO, PO₄, Azote kjeldahl et les hydrocarbures totaux ; et significativement ($p < 0.05$) la Température, le pH et les Matières en suspension. Cependant, le mois agit significativement ($p < 0.05$) sur la Température et très significativement ($p < 0.001$) sur l'Azote kjeldahl.

Tab. 1.1 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres physico-chimiques des eaux de rejets des sites (E1, E2, E3, E4).

	F (Site)	F (Mois)	F (Site*Mois)
T	3,05*	4,68*	2,04*
pH	14,55**	0,4 ^{ns}	1,90*
MES	3,03*	1,1 ^{ns}	2,01*
DBO5	11,43**	1,88 ^{ns}	4,71**
DCO	12,30**	1,07 ^{ns}	4,21**
PO ₄	14,12**	0,083 ^{ns}	3,016**
Azote kjeldahl	4,98*	7,84**	1,86**
Hydrocarbures totaux	18,02**	0,38 ^{ns}	4,06**

(* : Significatif ($p < 0.05$) ; ** : Très significatif ($p < 0.001$) ; ns : Non significatif)
ddl (Site) = 3,68, ddl (Mois) = 5,66, ddl (Site x Mois) = 23,48.

Les résultats des variations mensuelles des paramètres physico-chimiques des eaux de rejets prélevés au niveau des 04 sites (E1, E2, E3, E4) du complexe industriel sont présentés dans les figures (1.1 ; 1.2 ; 1.3 ; 1.4 ; 1.5 ; 1.6 ; 1.7 ; 1.8). Les différents paramètres sont représentés par la moyenne \pm erreur standard (moyenne \pm SE) (n=3).

La température et le pH enregistrent des valeurs élevées qui dépassent la norme nationale (JORADP, 2006). Les valeurs moyennes mensuelles de la température des eaux de rejets industriels varient entre $30,33 \pm 0,33$ °C et $45,66 \pm 2,33$ °C ($p < 0,05$), dans le site E1 et de $18,7 \pm 0,44$ °C au $34,23 \pm 0,62$ °C ($p < 0,05$) dans les Site E2, E3 et E4 (Fig. 1.1) Les valeurs minimales sont observées durant le mois de mars aux deux sites E3 et E4 ($18,7 \pm 0,43$ °C et $19 \pm 0,57$ °C, respectivement, $p < 0,05$), alors que les maximales sont enregistrés durant le mois

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

d'avril dans le site E1 $45,66 \pm 2,33$ °C ($p < 0,05$) et au mois de juin dans les sites E2 et E4 ($34,23 \pm 0,62$ °C, $31,9 \pm 0,95$ °C, respectivement, $p < 0,05$).

Les valeurs du pH des différents sites enregistrées varient entre $6,9 \pm 0,06$ et $10,03 \pm 0,09$ ($p < 0,05$). (Fig. 1.2). Par ailleurs on remarque une augmentation significative du pH au niveau du site E1 pendant tous les mois avec un maximum de $10,26 \pm 0,19$ ($p < 0,05$) pendant février.

Les résultats des analyses physico-chimiques ont enregistré une forte pollution par les MES au niveau des sites E2 et E3 pendant le mois de février ($50,33 \pm 2,90$ mg/L et $51,66 \pm 1,20$ mg/L, respectivement, $p < 0,05$), une faible concentration en MES été observée pendant le mois de juin dans le site E4 $27,33 \pm 1,20$ mg/L ($p < 0,05$) (Fig. 1.3).

Les valeurs moyennes de la DBO₅ les plus importantes sont enregistrées au niveau du site E2 pendant tous les mois avec un maximum au mois de mai ($34 \pm 2,51$ mg/L, $p < 0,05$) et un minimum ($26,66 \pm 0,88$ mg/L, $p < 0,05$) au mois de juillet (Fig. 1.4).

La demande chimique en oxygène (DCO) des eaux de rejets varie généralement de $25,66 \pm 0,88$ mg/L à $309,66 \pm 8,69$ mg/L, ($p < 0,05$) au cours de la période d'étude. Les valeurs mesurées atteignent une concentration de $307,66 \pm 2,84$ mg/L, ($p < 0,05$) pendant le mois de février et une valeur de $293 \pm 11,35$ mg/L, ($p < 0,05$) au mois de juillet au niveau du site E2 dépassant largement la norme algérienne (JORADP, 2006), limitée à 130 mg/L pour les anciennes installations. Par ailleurs, les faibles concentrations ont été enregistré au niveau des sites E1 et E3 pendant le mois de mars ($32,66 \pm 1,20$ mg/L et $31,66 \pm 2,02$ mg/L, respectivement, $p < 0,05$). (Fig. 1.5).

Dans nos échantillons, les teneurs en phosphate (PO₄) sont relativement faibles aux sites E2, E3 et E4 pendant tous les mois, les valeurs sont comprises entre $0,34 \pm 0,09$ mg/L ($p < 0,05$) au site E2 pendant le mois d'avril et $2,43 \pm 0,17$ mg/L ($p < 0,05$) au site E4 pendant février. Par ailleurs, nous constatons un fort enrichissement au niveau du site E1 avec une concentration de $7,40 \pm 0,10$ mg/L ($p < 0,05$) pendant février, mais elles restent toujours inférieures aux normes (Fig. 1.6).

L'étude spatio-temporelle des variations de l'Azote Kjeldahl, reste faible avec un maximum au site E3 pendant le mois d'avril ($0,85 \pm 0,04$ mg/L, $p < 0,05$) et un minimum au site E4 pendant le mois de juillet ($0,15 \pm 0,01$ mg/L, $p < 0,05$) (Fig. 1.7).

Les hydrocarbures totaux enregistrent des valeurs moyennes élevées qui dépassent la norme algérienne fixée à 10 mg/L dans les sites E2, E3 et E4 pendant toute la période d'étude. Une

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

augmentation significative a été enregistrée au mois de mars dans le site E2 ($42 \pm 1,52$ mg/L, $p < 0,05$) et au mois de février au site E4 ($37 \pm 1,53$ mg/L, $p < 0,05$). Par contre, nous avons constaté que les eaux rejetées par le site E1 sont dépourvues d'hydrocarbures totaux (Fig. 1.8).

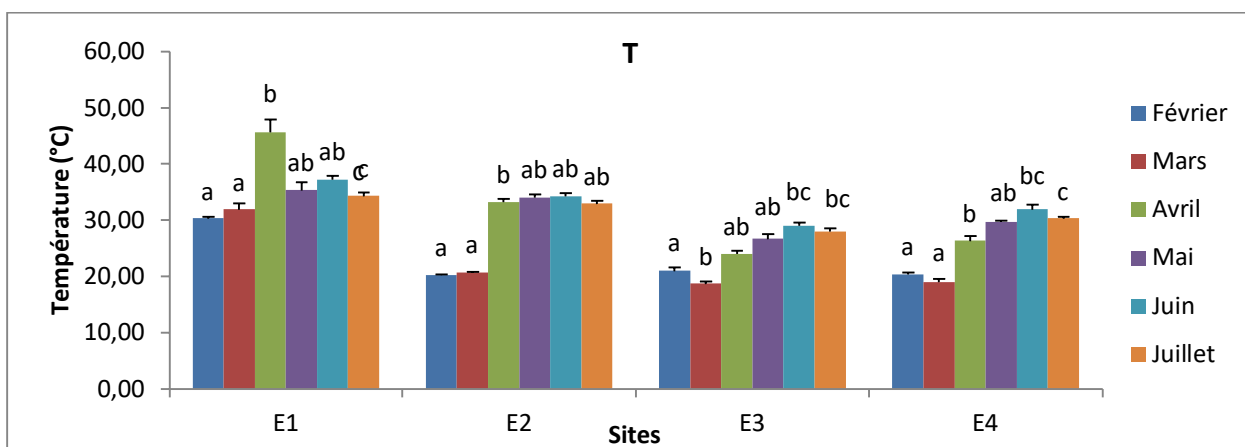


Fig. 1.1 : Variations mensuelles de la Température des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).

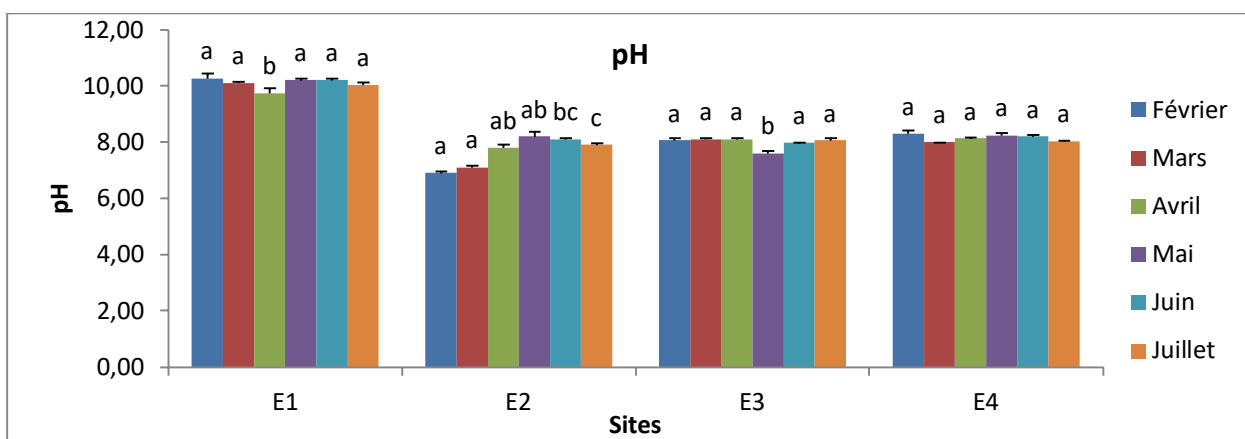


Fig. 1.2 : Variations mensuelles du pH des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).

Remarque : Les lettres (a,b,c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les mois pour chaque site.

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

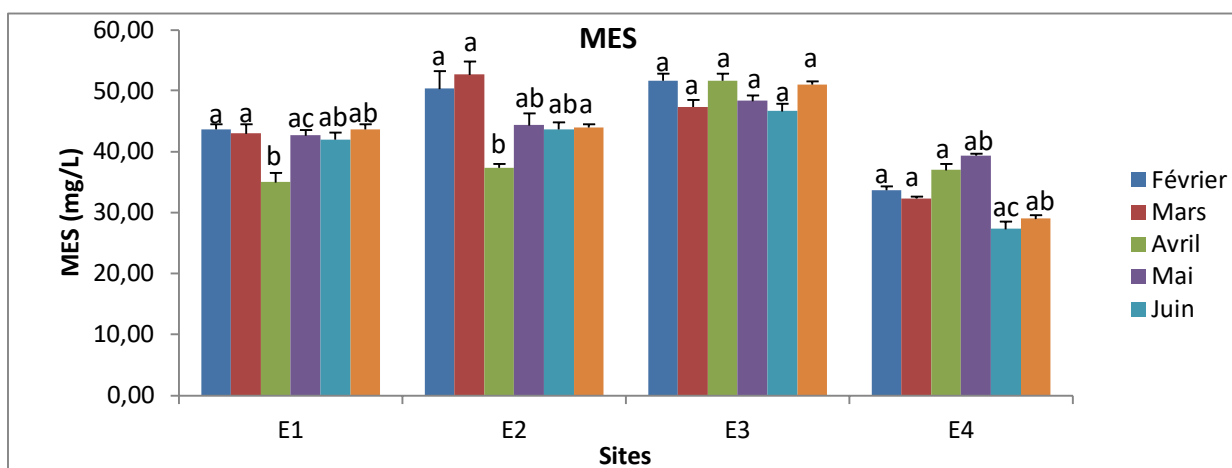


Fig. 1.3 : Variations mensuelles des MES des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES) (n=3).

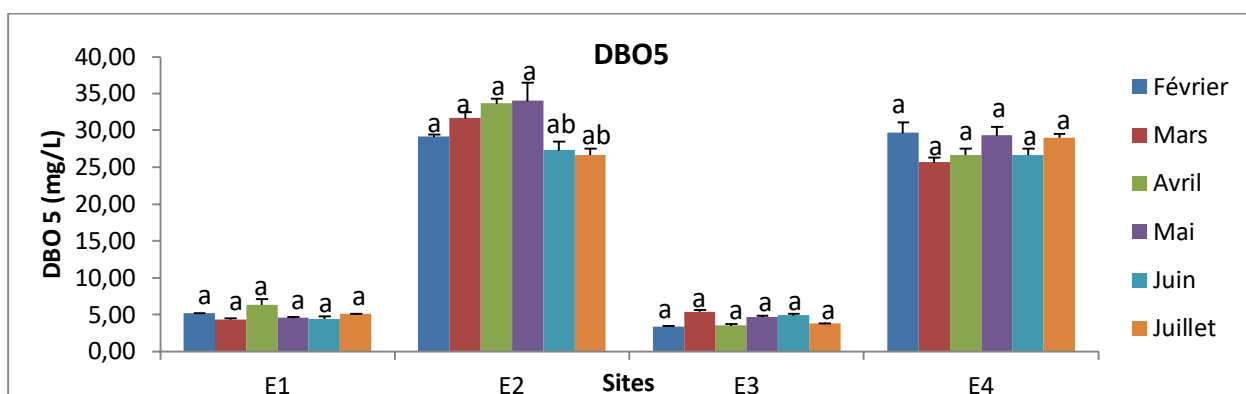


Fig. 1.4 : Variations mensuelles de la DBO₅ des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).

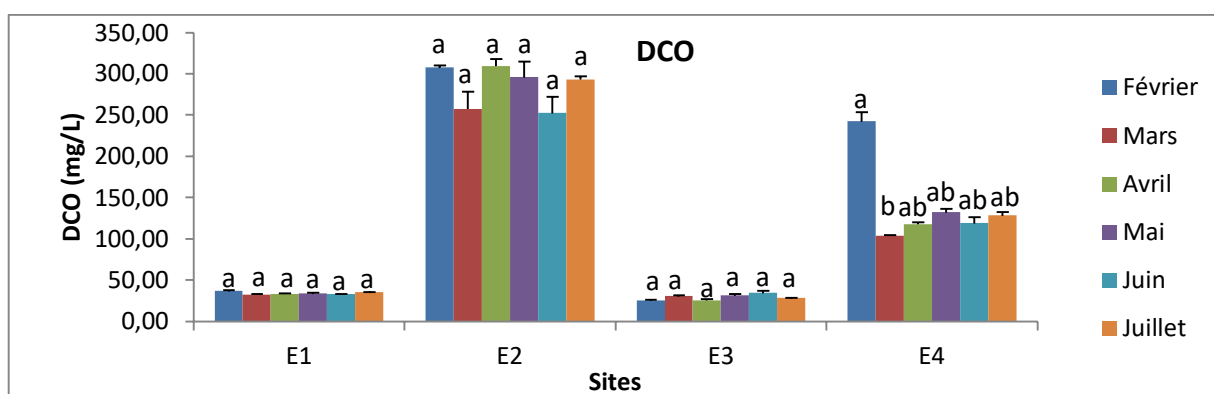


Fig. 1.5 : Variations mensuelles de la DCO des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

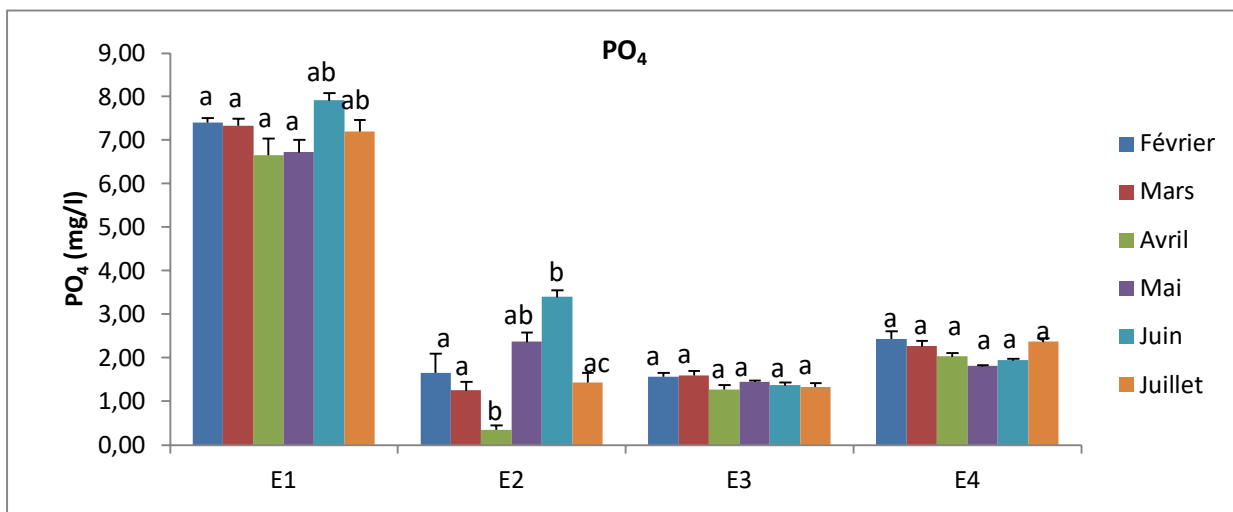


Fig. 1.6 : Variations mensuelles des phosphates des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).

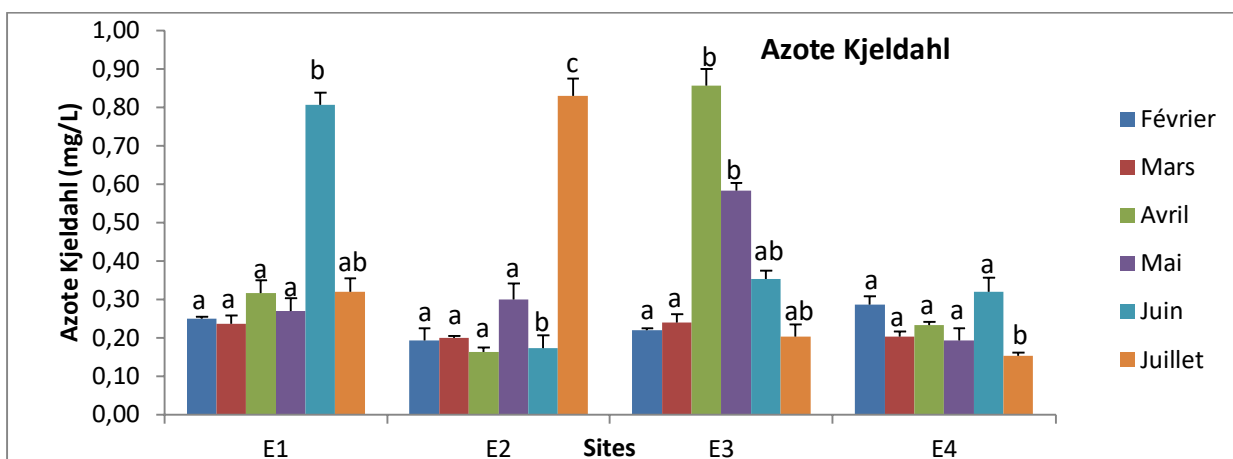


Fig. 1.7 : Variations mensuelles de l'Azote Kjeldahl des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).

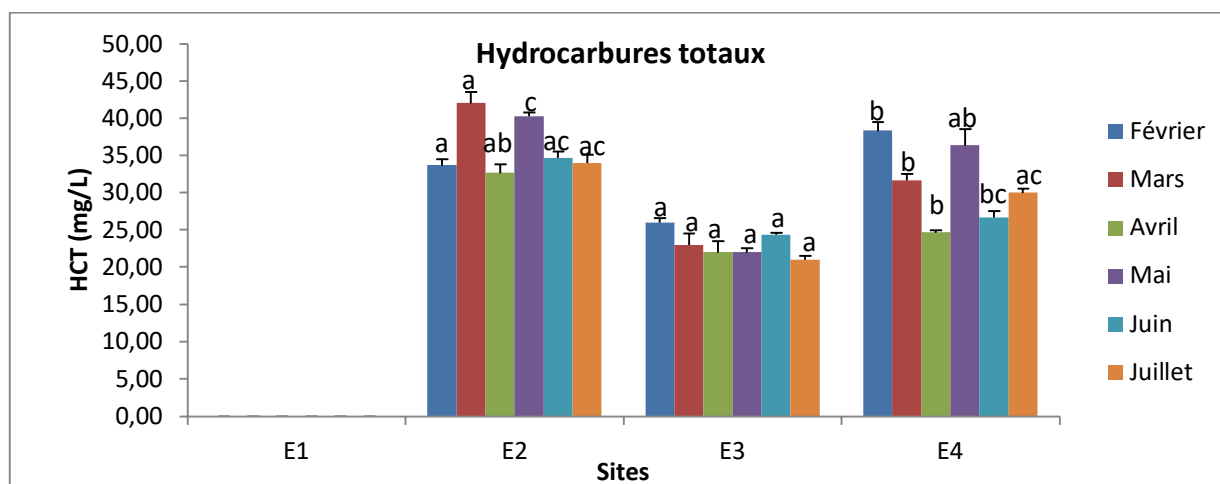


Fig. 1.8: Variations mensuelles des Hydrocarbures totaux des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (Moyenne \pm ES, n=3).

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

Remarque : Les lettres (a,b,c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les mois pour chaque site.

1.1.2. Variations mensuelles de la contamination métallique des eaux de rejets

L'analyse de variance effectuée sur les paramètres métalliques des eaux de rejets prélevés au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) à travers le test F (Tab. 1.2), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et mois) affecte très significativement ($p < 0.001$) tous les métaux l'exception du mercure qui l'affecte significativement ($p < 0.05$).

Tab. 1.2 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres métalliques des eaux de rejets des sites (E1, E2, E3, E4).

	F (Site)	F (Mois)	F (Site*Mois)
Cadmium	10,50**	36,08**	6,13**
Cuivre	15,61**	28,14**	5,37**
Nickel	19,69**	24,41**	8,26**
Chrome	8,51**	40,07**	4,97**
Fer	19,87**	30,72**	9,41**
Manganèse	0,07ns	19,34**	5,28**
Plomb	19,02**	1,15ns	3,65**
Mercure	17,10**	26,52**	2,08*

(* : Significatif ($p < 0.05$) ; ** : Très significatif ($p < 0.001$) ; ns : Non significatif)
ddl (Site) = 3,68, ddl (Mois) = 5,66, ddl (Site x Mois) = 23,48.

Les métaux lourds possèdent la capacité de se concentrer le long de la chaîne alimentaire (Rouane-Hacene, 2013; Benali et *al.*, 2015; Touahri-Gherras et *al.*, 2016) et de s'accumuler dans certains organes du corps humain (Jang et *al.*, 2008). La raison pour laquelle, il est nécessaire de réduire leurs concentrations dans les effluents industriels à des teneurs admissibles par rapport aux normes algériennes.

Les résultats des différents paramètres sont représentés par la moyenne \pm erreur standard (moyenne \pm SE) ($n=3$). Dans notre étude, l'analyse métallique des eaux de rejets du complexe industriel a porté sur l'estimation des concentrations de 08 métaux lourds : cadmium (Cd), cuivre (Cu), chrome (Cr), nickel (Ni), fer (Fe), manganèse (Mn), plomb (Pb) et le mercure (Hg).

Les résultats des concentrations métalliques mensuelles des eaux de rejets prélevés au niveau des 04 sites (E1, E2, E3, E4) sont présentés dans les figures (1.9 ; 1.10 ; 1.11 ; 1.12 ; 1.13 ; 1.14 ; 1.15 ; 1.16) et le tableau 1.3 (Annexe 02).

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

Les valeurs enregistrées du cadmium dans les eaux de rejets sont faibles aux différents sites. Nous constatons une élévation significative aux sites E3 et E4 pendant le mois d'avril ($0,15 \pm 0,03$ mg/L et $0,14 \pm 0,01$ mg/L, respectivement, $p < 0,05$) (Fig. 1.9).

La concentration du cuivre atteint son maximum dans les eaux rejetées du site E1 pendant le mois de février $0,5 \pm 0,15$ mg/L, ($p < 0,05$). Par ailleurs, nous avons enregistré des valeurs faibles à l'état de traces pour les autres sites pendant toute la période d'étude (Fig. 1.10).

Les valeurs du nickel enregistrées varient entre $0,001 \pm 0,0001$ mg/L, ($p < 0,05$) (valeur minimale) et $0,851 \pm 0,003$ mg/L, ($p < 0,05$) (valeur maximale) avec une valeur moyenne de $0,086 \pm 0,002$ mg/L, ($p < 0,05$). Seul le site E1 a enregistré un dépassement de la norme en mois d'avril $0,61 \pm 0,03$ mg/L, ($p < 0,05$) (Fig. 1.11).

La concentration en chrome dans les rejets industriels varie d'un site à autre, les valeurs extrêmes minimales sont atteintes en mois de mai aux sites E1 et E4 ($0,001 \pm 0,0001$ mg/L et $0,002 \pm 0,001$ mg/L, respectivement, $p < 0,05$). Les maximales sont observées pendant le mois de juillet aux sites E3 et E4 ($0,023 \pm 0,006$ mg/L et $0,026 \pm 0,001$ mg/L, respectivement, $p < 0,05$) (Fig. 1.12).

La concentration du fer dans les eaux usées analysées enregistre des valeurs significativement élevées au site E1 pendant les mois de février et mars ($3,73 \pm 0,12$ mg/L et $0,79 \pm 0,06$ mg/L, respectivement, $p < 0,05$), tandis que les autres sites enregistrent des concentrations faibles en fer (Fig. 1.13).

Les valeurs enregistrées du manganèse dépassent largement la norme algérienne pour les quatre sites (E1, E2, E3, E4) en mois d'avril ($1,4 \pm 0,21$ mg/L ; $1,76 \pm 0,14$ mg/L ; $1,5 \pm 0,05$ mg/L et $1,60 \pm 0,05$ mg/L respectivement, $p < 0,05$). Par ailleurs, les autres mois enregistrent des valeurs moyennes significativement basses ($p < 0,05$) (Fig. 1.14).

Les valeurs du plomb au niveau des différents sites sont à l'état de traces ne dépassant pas une concentration de $0,067 \pm 0,01$ mg/L, ($p < 0,05$). Ces valeurs sont en conformité avec les directives du décret n° 06-141 (Fig. 1.15).

Les valeurs du mercure présentent des variations négligeables au cours de la période d'étude, elles varient entre $0,001 \pm 0,0001$ mg/L et $0,006 \pm 0,0015$ mg/L ($p < 0,05$) selon les sites (Fig. 1.16).

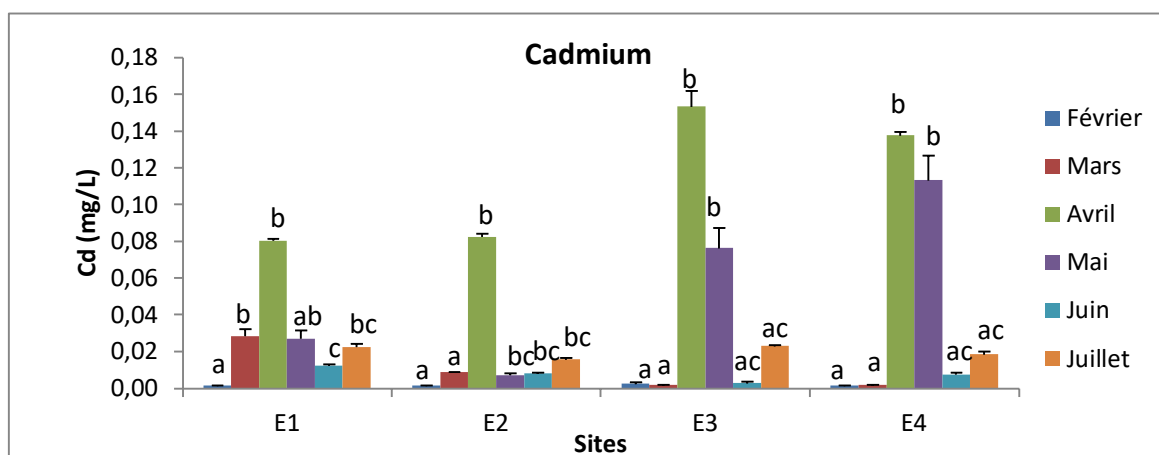


Fig. 1.9 : Teneurs mensuelles en cadmium des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne ± ES n=3).

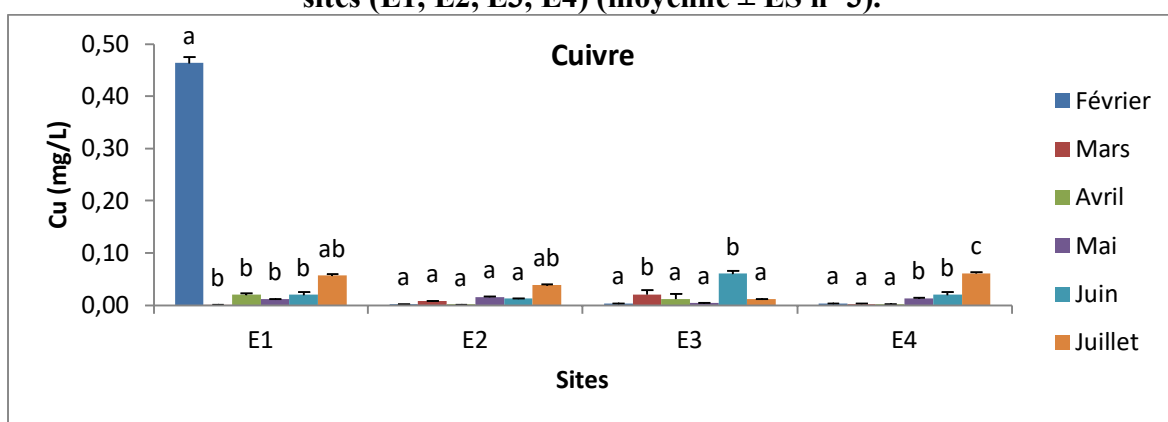


Fig. 1.10 : Teneurs mensuelles en cuivre des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne ± ES n=3).

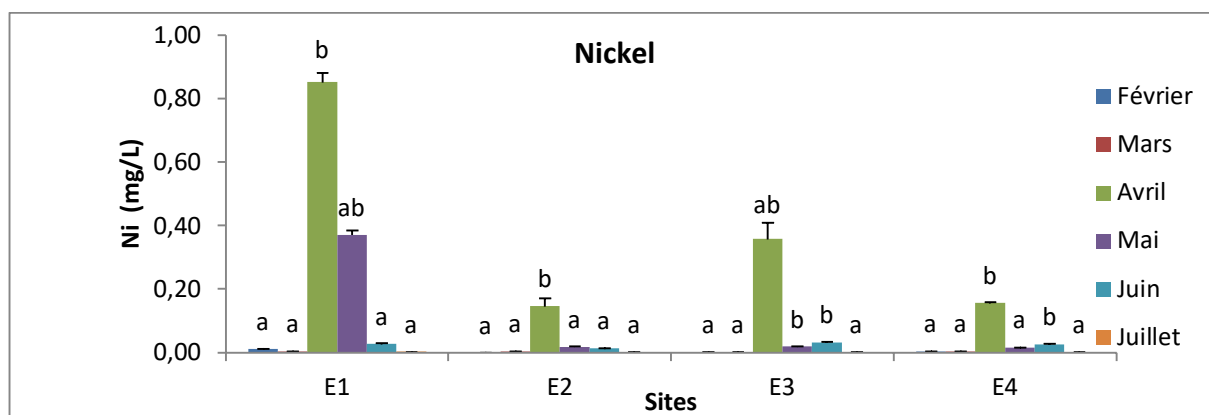


Fig. 1.11 : Teneurs mensuelles du nickel des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne ± ES n=3).

Remarque : Les lettres (a,b,c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les mois pour chaque site.

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

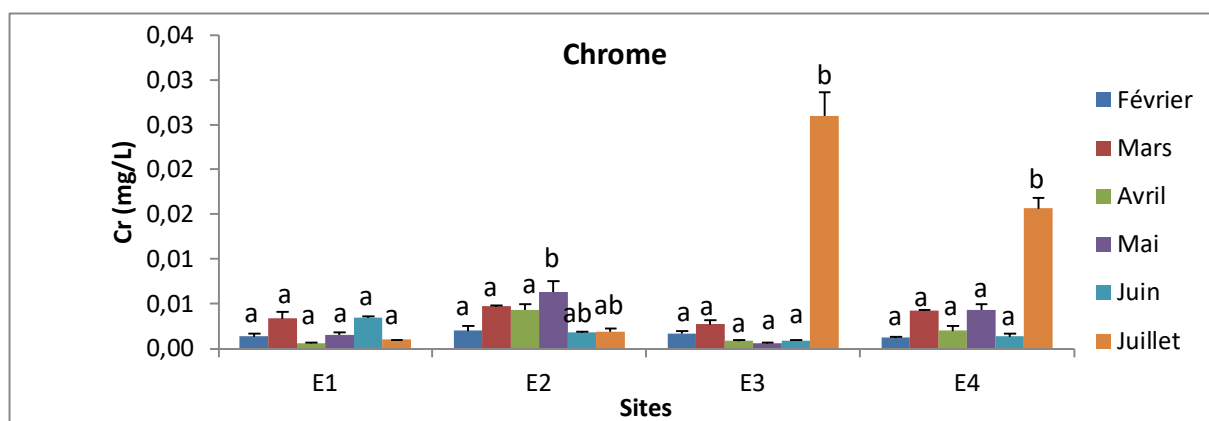


Fig. 1.12 : Teneurs mensuelles en chrome des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3).

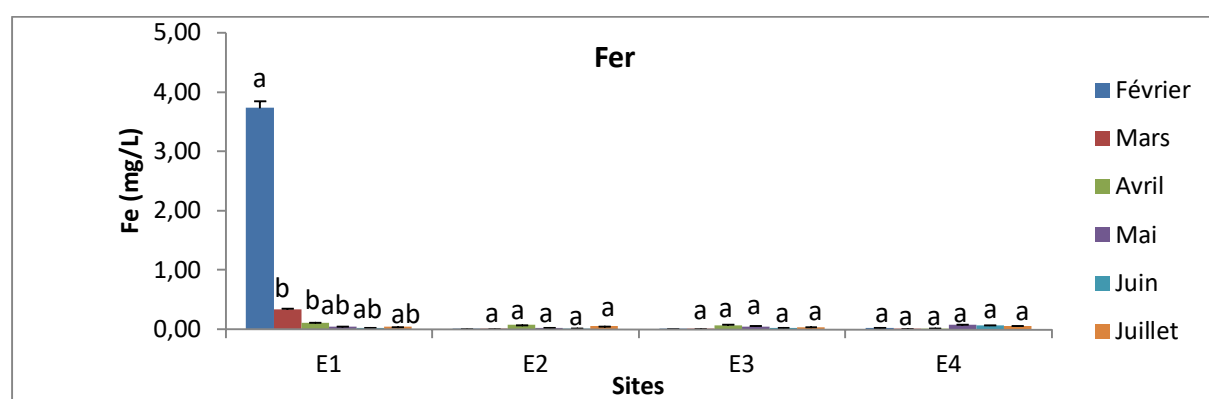


Fig. 1.13 : Teneurs mensuelles en fer des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3).

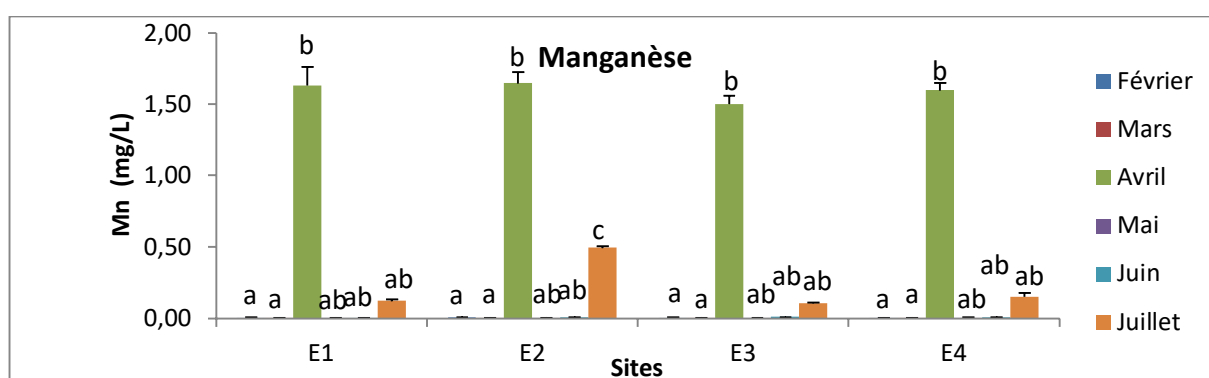


Fig. 1.14 : Teneurs mensuelles en manganèse des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne \pm ES n=3).

Remarque : Les lettres (a,b,c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les mois pour chaque site.

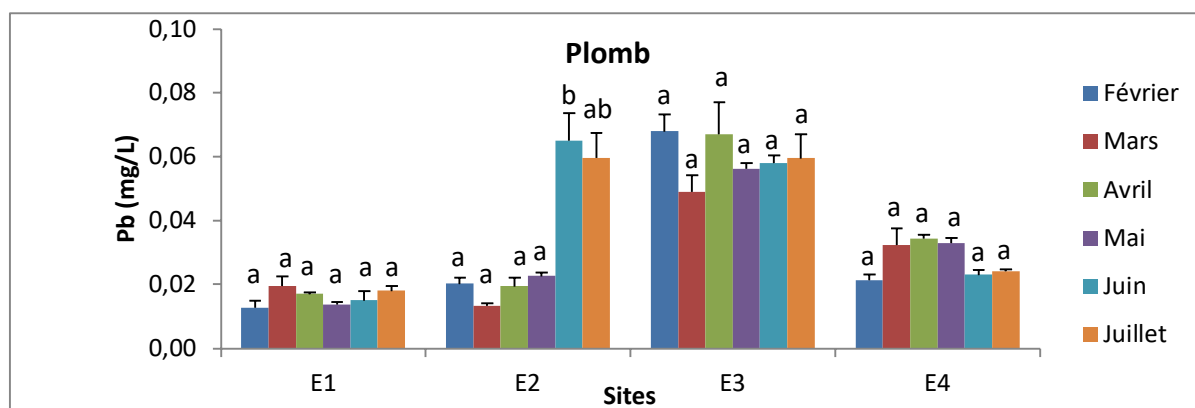


Fig. 1.15 : Teneurs mensuelles en plomb des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne ± ES n=3).

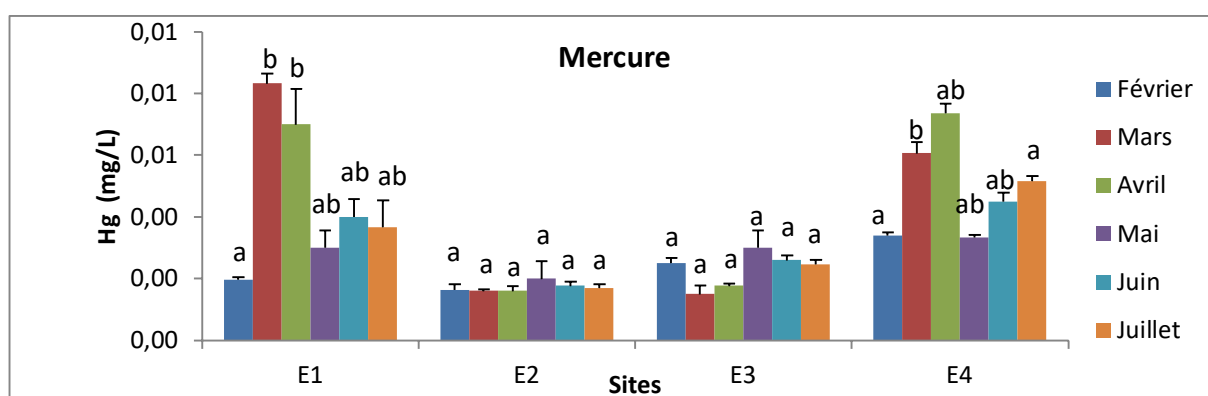


Fig. 1.16 : Teneurs mensuelles en mercure des eaux de rejets industrielles au niveau des sites (E1, E2, E3, E4) (moyenne ± ES n=3).

Remarque : Les lettres (a,b,c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les mois pour chaque site.

1.1.3. Discussion

Les eaux de rejets industrielles ont un effet néfaste sur les écosystèmes marins et ruinent la vie aquatique. Le déversement direct de ces rejets sans aucun traitement préalable dans la mer augmente la concentration des polluants ; ceci conduit à une contamination des organismes marins, et peut provoquer une perturbation des fonctions vitales des espèces marines.

La température est un facteur clé de l'activité biologique. En effet son augmentation accélère le processus d'acidification, de fermentation et favorise la formation d'une biomasse bactérienne (Rodier et *al.*, 2009). La température freine surtout la vie aquatique et beaucoup d'organismes dépourvus de mécanismes de régulation thermique. Le minimum de température enregistré peut être expliqué par le refroidissement progressif au contact de la température de l'air étant donné que ces effluents industriels sont drainés dans un réseau à ciel ouvert (Kies & Kerfouf, 2014). Le maximum de température enregistré peut être expliqué par l'influence du procédé sur l'élévation de température. La température des eaux usées est généralement élevée en raison de l'ajout d'eau chaude provenant des activités industrielles (Sankpal & Naikwade, 2012). Une température plus élevée de l'eau augmente la production primaire et le risque d'apparition des crises dystrophiques ; ce qui influence la quantité d'oxygène dissous dans l'eau (Christel, 2009). Elle peut aussi augmenter la mobilité des métaux en facilitant leur solubilisation (Sabra, 1998). La température de l'eau varie en fonction de la température extérieure de l'air, l'insolation et l'heure de prélèvement (Kouti, 2014). Les augmentations de température peuvent tuer certaines espèces, mais également favoriser le développement d'autres organismes causant ainsi un déséquilibre écologique.

Le potentiel hydrogène d'une eau représente son acidité ou son alcalinité. A pH 7, on dit que cette eau est neutre (Rodier et *al.*, 2016). L'augmentation significative du pH au niveau du site E1 pendant tous les mois (de $9,73 \pm 0,19$ au $10,26 \pm 0,19$) revient à l'eau de service de la chaudière qui doit avoir un pH basique pour éviter le bouchage des tubes et la perforation de l'enceinte. Le pH conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et dépend des facteurs multiples par exemple la température et l'origine de l'eau (Aissaoui et *al.*, 2017). Le pH résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (Lakhili et *al.*, 2015). La fluctuation du pH de l'effluent s'explique par la consommation des produits chimiques au niveau du site (Fathallah et *al.*, 2014). Les pH élevés ou faibles dans l'eau affectent la vie aquatique et modifient la toxicité d'autres polluants sous une autre forme (DWAF, 1996). Les eaux usées ont parfois un pH élevé dû

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

à l'emploi de la soude caustique pour le lavage des équipements ou la préparation des matières premières. La quantité et la qualité des eaux rejetées sont aussi très variables à cause des opérations discontinues de lavage et de rinçage.

Les normes nationales (JORADP, 2006) et internationales (OMS/PNUE, 1995) fixent comme valeur limite pour les MES, dans les effluents liquides industriels, une concentration de 40 mg/L pour les anciennes installations comme c'est le cas échéant. Les résultats des analyses physico-chimiques ont enregistré une forte pollution par les MES au niveau des sites E2 et E3. Ces résultats confirment les valeurs maximales de MES enregistrées dans les eaux de rejet du complexe industriel de Skikda (Rao *et al.*, 2007; Sankpal & Naikwade, 2012; Mohamed Ben Ali, 2014), et aussi les résultats de MES analysé au canal de rejet général du complexe GL2Z (Rahila, 2010) avec des valeurs comprises entre 184 et 540 mg/L. Une telle hausse peut aussi entraîner un réchauffement de l'eau, qui aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide (Sigg *et al.*, 2006). Les MES ont des effets néfastes lorsqu'elles sont élevées sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau : réduction et transparence de l'eau, modification de la turbidité et réduction de la pénétration de la lumière (Miquel *et al.*, 2003), mais elles peuvent être considérées comme une source de nourriture non négligeable pour la faune et la flore lorsqu'elle respecte les normes. La présence de MES dans différents rejets peut être dangereux car les dépôts de boues peuvent entraîner le colmatage des récepteurs des fonds aquatiques. Les boues déposées peuvent avoir un impact négatif sur la conservation des structures biologiques naturelles et donc sur la biodégradation des micropolluants (Bordjiba *et al.*, 2009).

L'effet principal d'un rejet de matières organiques biodégradables dans le milieu naturel est la consommation d'oxygène qui en résulte. Les faibles valeurs de la DBO₅ peuvent être le résultat d'un intensif traitement chimique, inhibiteur de toute activité biologique (Bliefert & Perraud, 2001). La mesure de la DBO est très utilisée pour le suivi des rejets des stations d'épuration, car elle donne une approximation de la charge en matières organiques biodégradable. Les valeurs moyennes de la DBO₅ les plus importantes sont enregistrées au niveau du site E2. Ces résultats peuvent être expliqués par la présence de la matière organique, représentée par une forte teneur en huiles et graisses. Ces huiles proviennent surtout du restaurant de l'usine et les travaux de maintenance (dégraissage, peinture). L'élévation de la DBO₅ peut être aussi dû suite à la constitution des conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes dont l'activité s'intensifie avec le réchauffement des eaux (Makhoukh *et al.*, 2011). Ces résultats confirment les résultats trouvés par (Mezedjri, 2008) et Mohamed Ben Ali (2014) et concernant les valeurs de DBO₅ (28,2 mg/L et 2,53 mg/L respectivement) dans les eaux rejetées par le

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

complexe industriel (GNL) de Skikda, et respectent largement les normes algériennes (JORADP, 2006). Selon Rao (2001), la faible valeur de la DBO est peut-être due à une moindre quantité de matières solides totales, de matières en suspension dans l'eau ainsi qu'au nombre quantitatif de population microbienne. En revanche, les travaux de Sankpal et Naikwade (2012) ont enregistré des concentrations importantes de DBO₅ respectives à 320 mg/L et 120mg/L dans les effluents de l'industrie textile. Des valeurs élevées de DBO₅ sont enregistrées pour les effluents industriels de la ville Ouargla, entre 100 et 4700 mg/L, dépassant les limites de déchets industriels standard admissibles (40 mg/L) ; Ceci s'explique par l'abondance de matière organique (débris du rumen) et la concentration de sang dans l'effluent (Messrouk *et al.*, 2014).

La DCO des échantillons d'eau de rejets, varie généralement de $25,66 \pm 0,88$ mg/L à $309,66 \pm 8,69$ mg/L au cours de la période d'étude. La valeur de la DCO est une indication importante avec laquelle on peut caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques. Dans l'étude de Sanni (2018), la mesure de la DCO correspond à une estimation des matières organiques biodégradables et non biodégradables retrouvées dans les eaux usées sous forme colloïdale ou sous forme de MES (Daghrir, 2010). Les valeurs mesurées atteignent une concentration de $309,66 \pm 8,69$ mg/L au niveau du site E2 pendant le mois d'avril et une valeur de $242,33 \pm 11,35$ mg/L au mois de février du site E4 dépassant largement la norme algérienne (JORADP, 2006) limitée à 130 mg/L pour les anciennes installations (Fig.1.5). L'augmentation de la DCO peut avoir un effet néfaste sur la qualité de l'eau de mer et cela affecte la vie aquatique et les poissons (Igbiosa & Okoh, 2009). Une pollution organique forte et irrégulière provenant des eaux usées industrielles du complexe pourrait être dangereuse pour le milieu récepteur (E4). Selon Sankpal et Naikwade (2012), la valeur moyenne de la DCO était de 1 825 mg/L, ce qui est au-delà de la limite admissible de l'OMS (2003). Les travaux de Messrouk *et al.* (2014) enregistrent une concentration de DCO de 153,6 mg / L pour l'usine de transformation du plastique et 36120 mg / L pour le lave-auto. L'hôpital a une valeur moyenne de 445,54 mg/L causée par l'oxydation et les produits pharmaceutiques utilisés pour l'analyse et les traitements médicaux ainsi que pour le nettoyage. Selon Kolhe *et al.*, (2009), une concentration de DCO respective à 1230 mg / L a été enregistrée dans les effluents industriels.

Les concentrations de la DCO et la DBO₅ mesurées sont en fonction de la concentration de l'oxygène dissous. Une baisse de la teneur en oxygène dissous est accompagnée par une augmentation de la concentration de la DCO et la DBO₅ ; ce qui signifie la présence d'une pollution au niveau du site E2.

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

Les phosphates font partie des anions assimilables par le corps de l'être humain. Quelle que soit leur origine (domestique, industrielle ou agricole), leur présence dans les eaux à forte concentration, favorise le développement massif d'algues qui conduisent à l'eutrophisation. Dans nos échantillons, les teneurs en phosphates (PO_4) sont relativement faibles ne dépassant pas $2,36 \pm 0,22$ mg/l aux sites E2, E3 et E4. Par ailleurs, nous constatons un fort enrichissement au niveau du site E1 avec une concentration de $7,40 \pm 0,10$ mg/l, mais elle reste toujours inférieure aux normes et est représentée dans la Figure 1.6. Les fortes teneurs en phosphates avec des écarts types importants dans les eaux résiduaires du site E1 sont dues à des opérations de purges ou de vidanges de chaudières effectuées avec des débits discontinus, et aussi lors des opérations de remplissage ou de rinçage des bacs de phosphate (Na_3PO_4) utilisés dans son procédé (Rahila, 2010). Les valeurs peu élevées dans les sites E2 et E4 sont probablement dues à l'utilisation des détergents et lessives. En 2010, les travaux de Sahnoun, ont révélé des valeurs élevées enregistrées dans les stations S1, S2, S3 dans les deux périodes qui représentent les rejets des complexes de liquéfaction. Ces teneurs élevées en phosphates sont liées à l'utilisation intensive de produits de nettoyages et d'entretiens des installations chargées le plus souvent en substances tensioactives.

Dans la pratique, l'Azote Kjeldahl est un indicateur de pollution du milieu et son contrôle permet de suivre l'évolution des contaminations (Rodier, 2016). Dans notre cas, l'amplitude des variations de l'Azote Kjeldahl, durant l'étude, reste faible (Fig.1.7). Les valeurs sont comprises entre $0,15 \pm 0,01$ mg/L et $0,85 \pm 0,04$ mg/L, elles respectent plus ou moins la norme autorisée (40 mg/L). Les urines représentent le principal indicateur de la présence de l'azote dans les eaux résiduaires, et aussi les détergents à base d'ammonium. Des réactions d'ammonification peuvent avoir lieu transformant cet azote en ammonium (NH_4^+) (Kabour & Chebbah, 2017).

L'expression hydrocarbures totaux (HCT) comprend l'ensemble des hydrocarbures, saturés ou non, comme par exemple les huiles minérales, les huiles et les graisses végétales ou animales. Les HCT sont des composés organiques comportant essentiellement du carbone et de l'hydrogène et d'autres éléments, tels que le soufre, l'oxygène et l'azote sont minoritaires. Selon Patruno et *al.*, (2001), toutes les sources possibles de pollution marine par les hydrocarbures résultant des activités humaines peuvent être représentées par les accidents de pollution qui résultent des opérations effectuées dans les terminaux lors du chargement ou du déchargement des hydrocarbures. Selon Sabra (1998), le pH affecte la toxicité des métaux lourds en influençant la forme sous laquelle ces métaux existent en solution.

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

Les hydrocarbures totaux sont présents souvent dans les effluents industriels des complexes pétrochimiques tels que l'usine de l'ammoniac (FERTIAL) et les complexes de raffinage comme la raffinerie d'Arzew (RA1Z) et aussi les complexes de liquéfaction (GL1Z, GL2Z et GL3Z). La présence des hydrocarbures totaux dans les eaux de rejets est indiquée facilement par sa texture, son odeur et sa couleur (Rodier *et al.*, 2009). Les valeurs moyennes mensuelles des hydrocarbures totaux enregistrent un dépassement de la valeur indiquée par la réglementation algérienne (10 mg/L) dans les 03 sites E2, E3 et E4 (Fig. 1.8). Cela est certainement liés aux rejets anarchiques et non-contrôlés des matières qui contiennent les hydrocarbures (Peintures, graisses, lubrifiants...etc.). Aussi lors des travaux du démarrage et l'arrêt des trains de liquéfactions, certains produits comme le propane et le butane sont rejetés directement vers le canal de rejet à cause des fuites importantes de gaz liquéfié dues à l'ancienneté de l'installation (vannes non-étanche, pipelines dégradés). Ajoutant aussi les lessivages des surfaces dallées des zones d'exploitation lors des nettoyages, lors des précipitations et surtout suite aux fuites dans les compresseurs, moteurs, pompes, etc. Nos résultats sont confirmés par les travaux réalisés au niveau de la raffinerie de Skikda (RA1K) (Valeur moyenne : 35,81 mg/L) et le complexe de transport des hydrocarbures par canalisation (RTE) (Valeur moyenne : 17,41 mg/L) (Mohamed, Ben Ali, 2014).

Les métaux lourds dans les eaux constituent des substances toxiques et s'accumulent dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique. Le cadmium est un métal relativement rare dans la nature. Ses valeurs enregistrées dans les différents sites d'étude sont faibles et ne dépassent pas la norme algérienne fixée à 5 mg/L. Son origine, d'un point de vue industriel, est liée aux matières plastiques, huiles de moteurs, piles et dans les produits de stabilité thermique (Debieche, 2002). Dans les milieux aquatiques, la mobilité et la biodisponibilité du cadmium s'accroissent lorsque le pH, la dureté, la concentration de matières en suspension et la salinité sont faibles et lorsque le potentiel d'oxydoréduction est élevé (Zmirou *et al.*, 2003).

Les teneurs moyennes en cuivre dans les rejets liquides de la purge continu (E1) des chaudières ABB du complexe sont nettement égales à la valeur limite fixée par la réglementation algérienne $0,5 \pm 0,15$ mg/L en mois de février. Cela est probablement dû à l'agressivité de l'eau de service qui passe par la chaudière qui contient des parties (tubes, enceintes, dégazeurs) fabriqués par des alliages en cuivre.

Le fer un élément très répondu, il est classé au quatrième rang des éléments de la croûte terrestre. Largement utilisé dans la métallurgie avec des utilisations secondaires très variées dans la chimie

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

(Rodier, 2009). La figure 1.13 montre aussi que les concentrations moyennes en fer dans les effluents liquides aux différents sites sont faibles et en dessous des valeurs limites maximales des paramètres de rejets industriels, où la valeur est égale à 3 mg/L, sauf pour le site E1 en mois de février ($3,73 \pm 0,12$ mg/L). Cette élévation significative a une relation avec l'élévation du cuivre pour le même site et dans la même période, ceci est traduit par la présence d'un alliage de métaux (contenant le fer et le cuivre) constituant la chaudière. Certains travaux confirment aussi que la présence du fer est due aux travaux lessivage des terrains et la corrosion de cette ancienne installation (Mohamed Ben Ali, 2014).

Les teneurs moyennes en manganèse ont enregistré une augmentation significative ($p < 0,05$) pendant le mois d'avril aux quatre sites d'étude dépassant la norme algérienne (1,5 mg/L). Sur le plan industriel, le manganèse est indispensable à l'industrie de l'acier, principalement sous forme de ferroalliages. Comme additif d'alliage, il confère à l'acier une dureté accrue et améliore plusieurs de ses propriétés mécaniques. Les alliages non ferreux, tel que l'aluminium et certains alliages de cuivre bénéficient aussi de l'ajout de manganèse pour améliorer leurs propriétés (Lewis, 2007). En milieu de travail, le manganèse peut être émis sous forme de poudres, poussières ou de fumées, lors des opérations d'usinage, de meulage ou de polissage, qui émettent des particules et lors des opérations de soudage ou de coupage qui émettent des fumées de manganèse (Lewis, 2007). Les principaux composés inorganiques sont le chlorure de manganèse, le sulfate de manganèse, le tétroxyde de manganèse, le dioxyde de manganèse et le permanganate de potassium ou de sodium.

Les concentrations moyennes des métaux traces (nickel, chrome, plomb et mercure) sont en dessous des tolérances aux valeurs limites des anciennes installations (JORADP, 2006).

1.2. Résultats des évaluations de la qualité physico-chimique des eaux côtières des sites S1, S2)

L'analyse de variance effectuée sur les paramètres physico-chimiques des eaux côtières prélevées au niveau des sites (S1) et (S2) à travers le test F (Tab. 1.4), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte très significativement ($p < 0.001$) Azote kjeldahl ; et significativement ($p < 0.05$) la DCO, le PO_4 et Oxygène dissous. Quoique, la saison agit significativement ($p < 0.05$) sur la température et le pH ; et très significativement ($p < 0.001$) sur les MES, le PO_4 , l'azote kjeldahl et l'oxygène dissous.

Tab. 1.4 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres physico-chimiques des eaux côtières des sites (S1, S2).

	F (Site)	F (Saison)	F (Site*Saison)
Température	1,47 ^{ns}	3,09*	1,31 ^{ns}
pH	3,44 ^{ns}	4,11*	1,23 ^{ns}
MES	57,72**	289,73**	2,58 ^{ns}
DBO5	4,80*	2,56 ^{ns}	1,48 ^{ns}
DCO	1,22 ^{ns}	1,16 ^{ns}	3,31*
PO₄	0,001 ^{ns}	28,80**	2,94*
Azote Klejdahl	10,62*	17,27**	6,55**
Hydrocarbures Totaux	16,81**	0,38 ^{ns}	4,13*
Salinité	4,44*	2,37 ^{ns}	2,64 ^{ns}
Oxygène dissous	24,02**	178,65**	4,31*
Conductivité	0,42 ^{ns}	2,14 ^{ns}	2,52 ^{ns}

(* : Significatif (p<0,05); ** : Très significatif (p<0,001); ns : Non significatif).
ddl site = 1,22, ddl saison = 3,20, ddl (site*saison) = 7,16

1.2.1. Variations annuelles des paramètres physicochimiques des eaux côtières des deux sites (S1, S2)

Les résultats des analyses annuelles des paramètres physico-chimiques des eaux côtières prélevées au niveau des sites (S1, S2) sont présentés par des box plots dans les figures (1.17 ; 1.18 ; 1.19 ; 1.20 ; 1.21 ; 1.22 ; 1.23 ; 1.24 ; 1.25 ; 1.26 ; 1.27) et le tableau 1.5.

Les moyennes annuelles des différents paramètres : pH, température, DBO₅, DCO, MES, PO₄, Azote klejdahl, HCT, Salinité, oxygène dissous et conductivité de l'eau de mer obtenu pour les deux sites (S1 et S2) sont similaires à celles enregistrées par nos collègues dans la mer Méditerranée (Rouane-Hacene, 2013 ; Guendouzi, 2019 ; Rouabhi, 2020).

La moyenne annuelle de la température enregistre une augmentation significative au site S1 (24,16 ± 1,22 °C) par rapport au site S2. Les valeurs moyennes du pH restent dans les normes au niveau des deux sites (S1 et S2) (7,86 ± 0,11 et 7,53 ± 0,06, respectivement, p < 0,05). Les concentrations moyennes annuelles de MES enregistrent une élévation significative au site S1 (32,93 ± 4,89 mg/L). Nos deux sites enregistrent des valeurs moyennes annuelles élevées de la DBO₅ (S1 : 27,75 ± 1,21 mg/L ; S2 : 29,17 ± 0,56 mg/L). La concentration moyenne de la DCO est moyennement élevée au site S1 (73,17 ± 4,50 mg/L). Les valeurs moyennes annuelles des phosphates et de l'azote kjeldahl sont faibles au niveau des deux sites (S1 et S2). La concentration des hydrocarbures totaux

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

atteinte une augmentation significative au site S1 ($24,33 \pm 0,58$ mg/L, $p < 0,05$). La salinité est stable au niveau des deux sites pendant toute l'année d'étude (S1 : $36,83 \pm 0,88$ mg/L ; S2 : $36,24 \pm 0,51$ mg/L). La valeur de l'oxygène dissous des eaux côtières est relativement faible. Les valeurs moyennes annuelles observées de la conductivité sont les mêmes valeurs trouvées dans les normes enregistrés pour l'eau de mer à 25°C et varient entre $55900,90 \pm 511,96$ $\mu\text{s}/\text{cm}$ et $53832,23 \pm 520,39$ $\mu\text{s}/\text{cm}$.

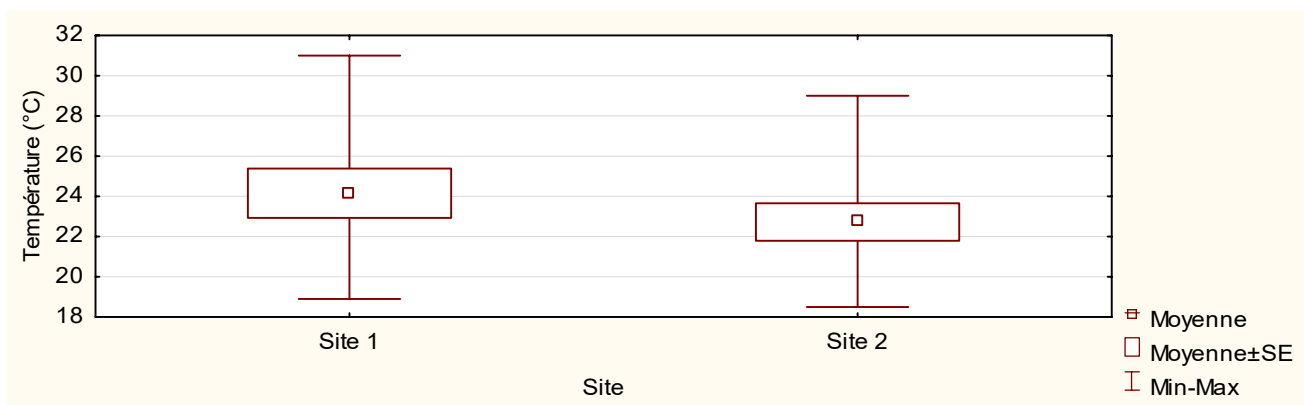


Fig. 1.17 : Box Plot des variations annuelles de la température des eaux côtières des sites S1 et S2.

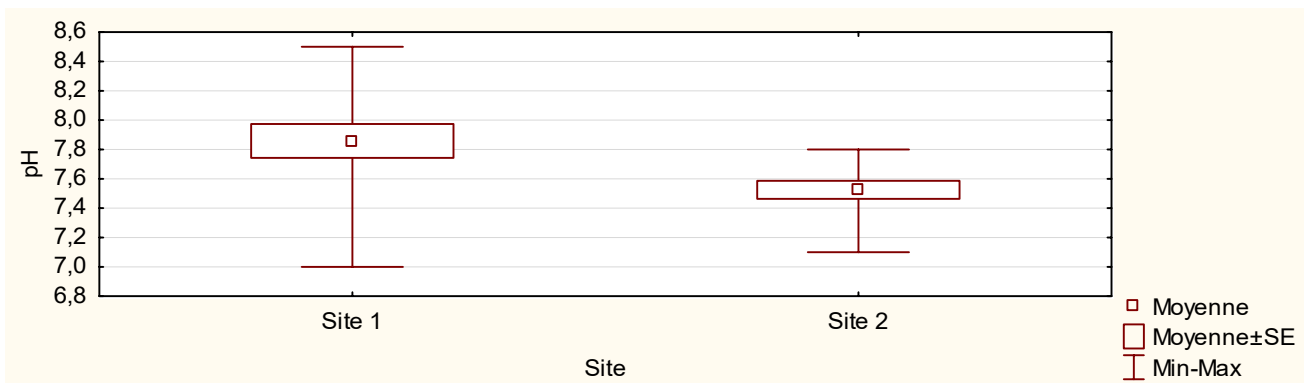


Fig. 1.18 : Box Plot des variations annuelles du pH des eaux côtières des sites S1 et S2.

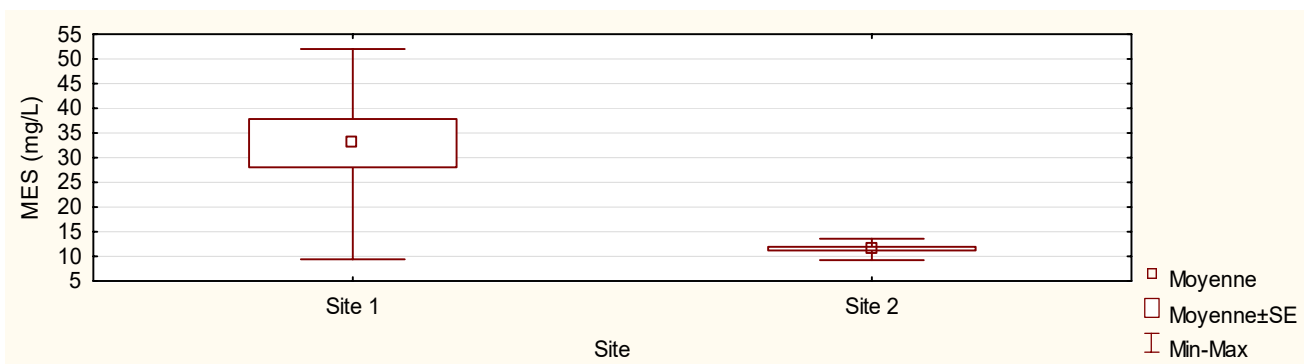


Fig. 1.19 : Box Plot des variations annuelles de MES des eaux côtières des sites S1 et S2.

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

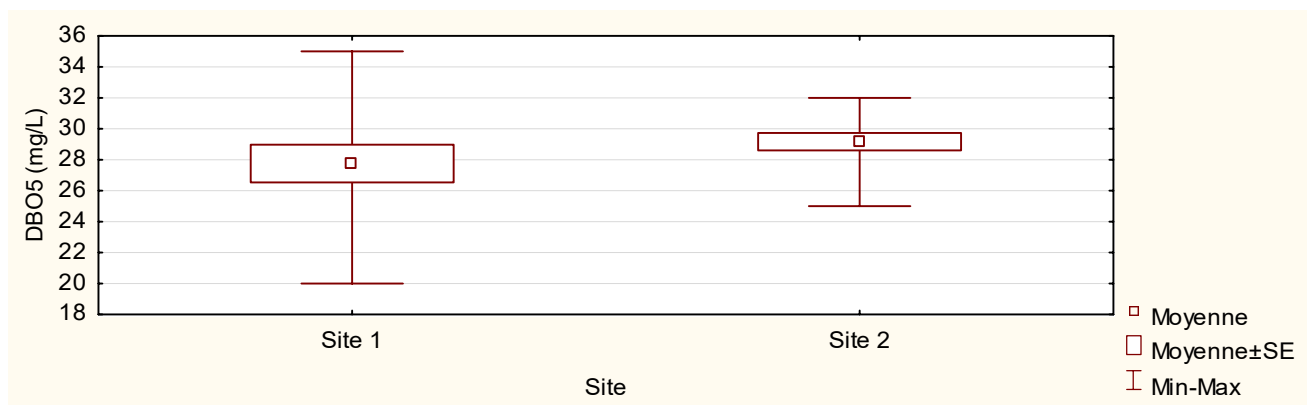


Fig. 1.20 : Box Plot des variations annuelles de la DBO₅ des eaux côtières des sites S1 et S2.

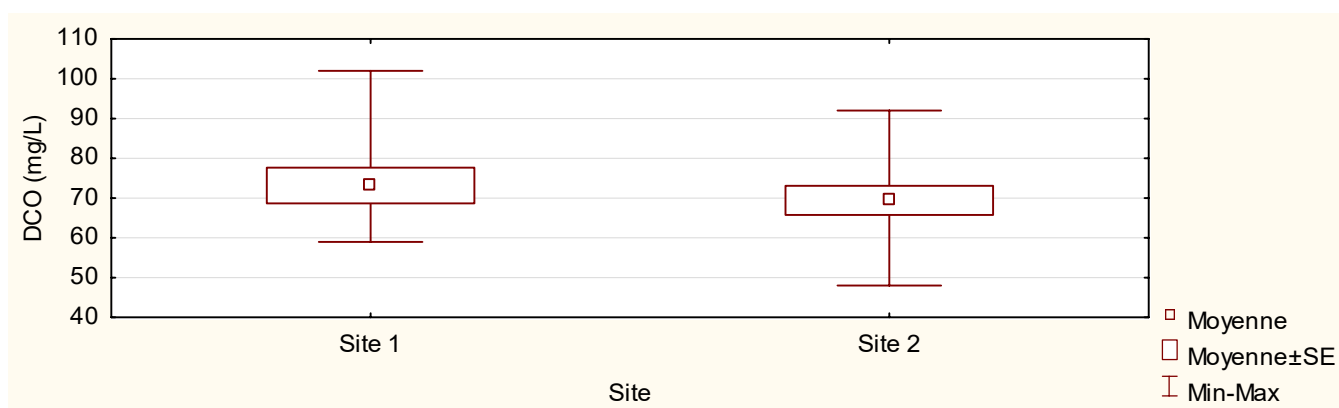


Fig. 1.21 : Box Plot des variations annuelles de la DCO des eaux côtières des sites S1 et S2.



Fig. 1.22 : Box Plot des variations annuelles des PO₄ des eaux côtières des sites S1 et S2.

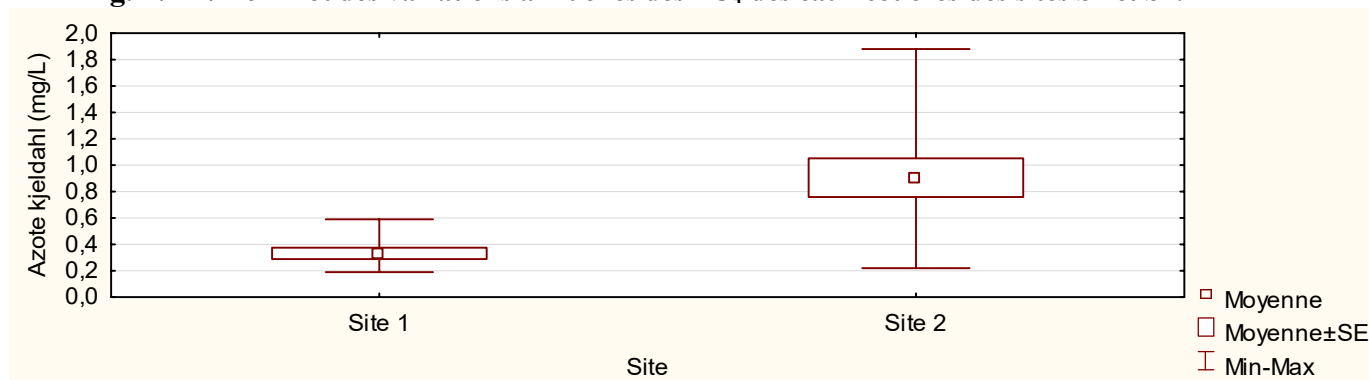


Fig. 1.23 : Box Plot des variations annuelles de l'azote kjeldahl des eaux côtières des sites S1 et S2.

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

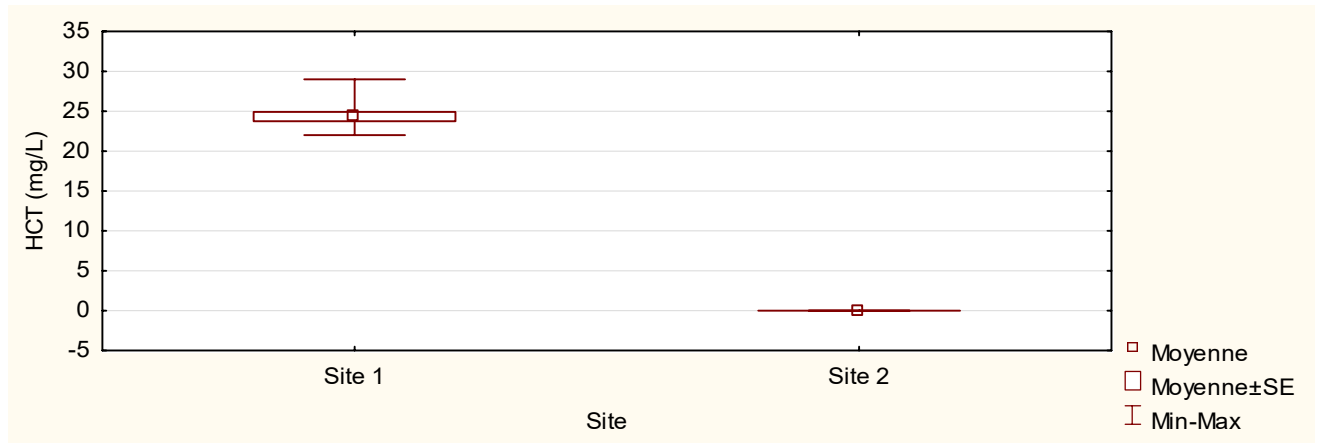


Fig. 1.24 : Box Plot des variations annuelles des HCT des eaux côtières des sites S1 et S2.

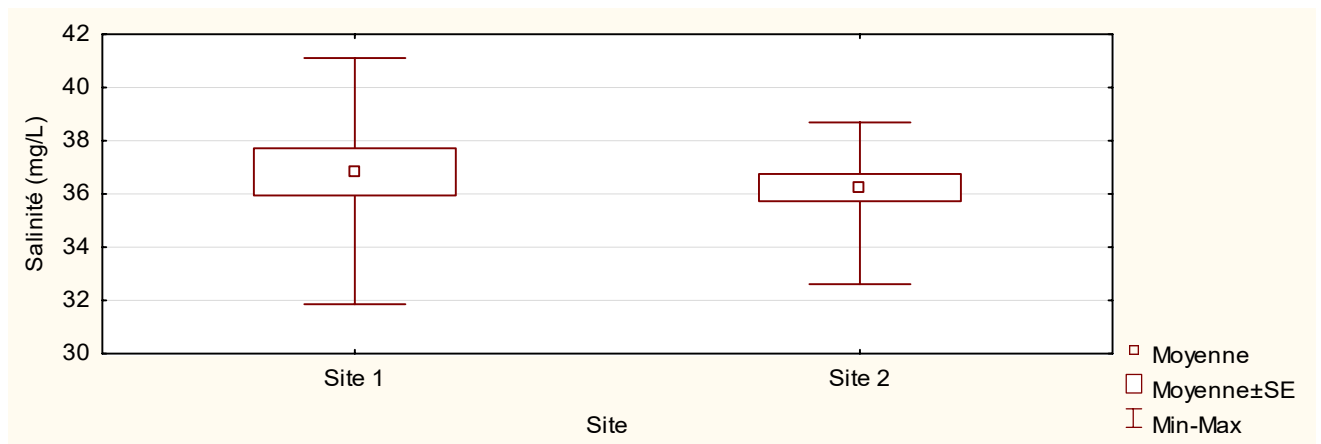


Fig. 1.25 : Box Plot des variations annuelles de la salinité des eaux côtières des sites S1 et S2.

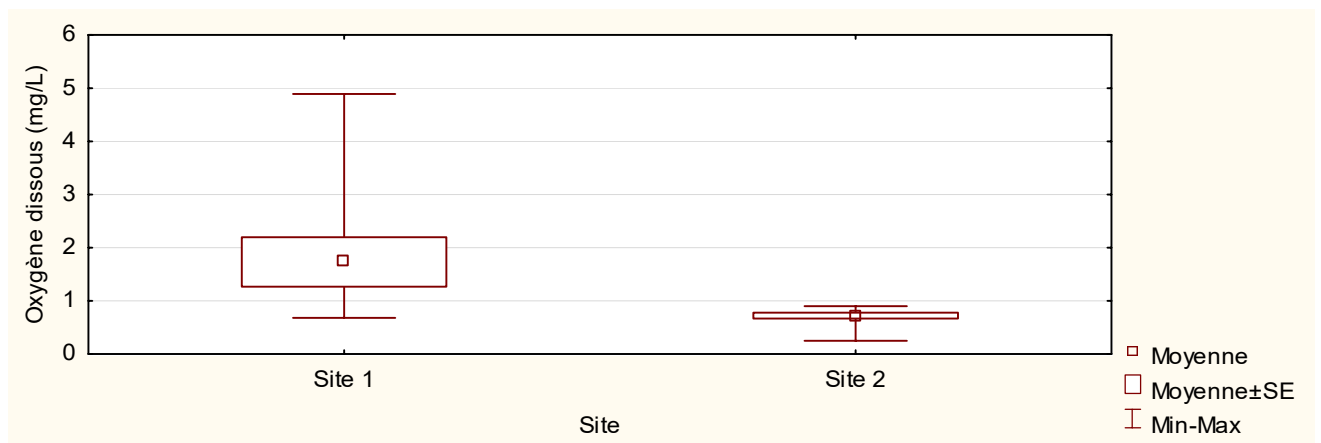


Fig. 1.26: Box Plot des variations annuelles de l'O₂ des eaux côtières des sites S1 et S2.

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

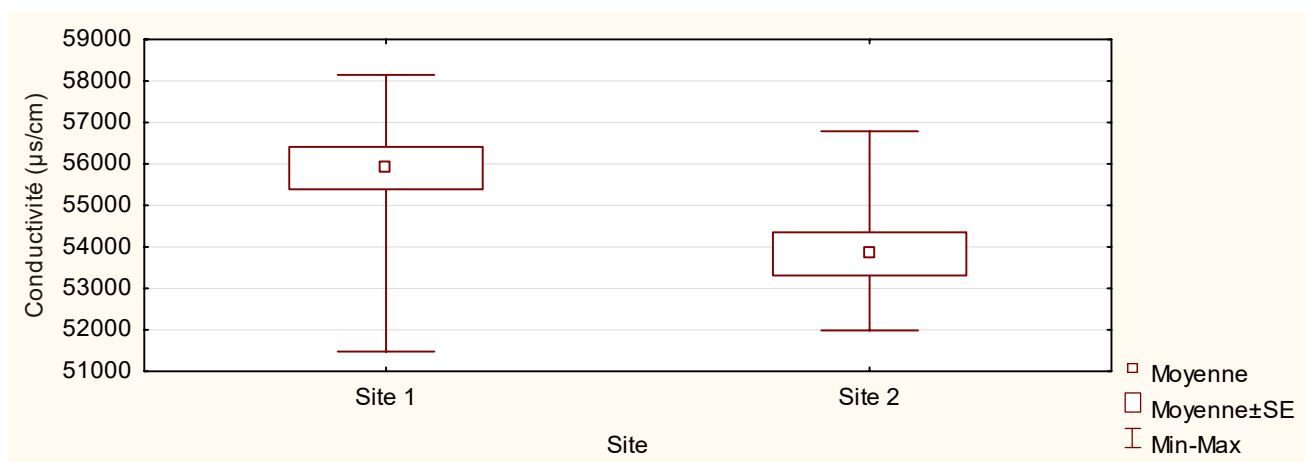


Fig. 1.27 : Box Plot des variations annuelles de la conductivité des eaux côtières des sites S1 et S2.

Tab. 1.5 : Variations annuelles des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites S1 et S2.

Paramètres	Site 1	Site 2
Température (°C)	24,16 ± 1,22 (18,90 – 31,00)	22,73 ± 0,93 (18,50 – 29,00)
pH	7,86 ± 0,11 (7,00 – 8,50)	7,53 ± 0,06 (7,10 – 7,80)
MES (mg/L)	32,93 ± 4,89 (9,40 – 52,00)	11,56 ± 0,36 (9,23 – 13,58)
DBO ₅ (mg/L)	27,75 ± 1,21 (20,00 – 35,00)	29,17 ± 0,56 (25,00 – 32,00)
DCO (mg/L)	73,17 ± 4,50 (59,00 – 102,00)	69,42 ± 3,65 (48,00 – 92,00)
Phosphate (mg/L)	1,17 ± 0,13 (0,20 – 1,80)	0,64 ± 0,13 (0,12 – 1,45)
Azote kjeldahl (mg/L)	0,33 ± 0,04 (0,19 – 0,59)	0,91 ± 0,14 (0,22 – 1,88)
Hydrocarbures Totaux (mg/L)	24,33 ± 0,58 (22,00 – 29,00)	0,00 ± 0,00
Salinité (PSU)	36,83 ± 0,88 (31,86 – 41,11)	36,24 ± 0,51 (32,61 ± 38,69)
Oxygène dissous (mg/L)	1,73 ± 0,47 (0,68 – 4,89)	0,72 ± 0,05 (0,25 – 0,90)
Conductivité (µs/cm)	55900,90 ± 511,96 (51478,00 – 58146,47)	53832,23 ± 520,39 (51987,20 – 56789,00)

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

1.2.2. Variations saisonnières des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites S1 et S2

Les résultats des variations saisonnières des paramètres physicochimiques des eaux côtières des sites S1 et S2 sont représentés dans les figures (1.28 ; 1.29 ; 1.30 ; 1.31 ; 1.32 ; 1.33 ; 1.34 ; 1.35 ; 1.36 ; 1.37 ; 1.38 ; 1.39).

Le site S1 est caractérisé par une augmentation significative ($p < 0,05$) de MES pendant le printemps et l'été avec respectivement $50 \pm 1,15$ et $46 \pm 1,53$ mg/L, et du phosphate (PO_4) en hiver ($1,57 \pm 0,12$ mg/L : $p < 0,05$).

La concentration moyenne des hydrocarbures totaux est significativement plus élevée ($p < 0,05$) pendant toute l'année ($24,33 \pm 0,58$ mg/L).

Les teneurs en Azote kjeldahl enregistrées au site S1 sont significativement plus basse avec une moyenne annuelle de ($0,33 \pm 0,04$ mg/L ; $p < 0,05$). Au niveau du site S2 la valeur de l'azote kjeldahl augmente significativement en automne, printemps et été avec respectivement ($1,24 \pm 0,02$, $0,76 \pm 0,09$ et $1,37 \pm 0,27$ mg/L ; $p < 0,05$) et diminue en hiver ($0,25 \pm 0,01$ mg/L ; $p < 0,05$).

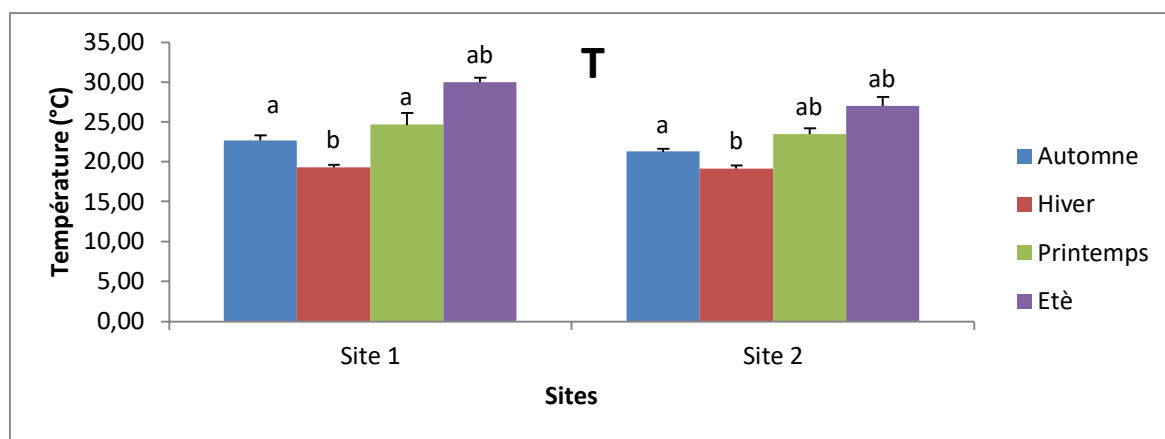


Fig. 1.28 : Variations saisonnières de la température des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=3).

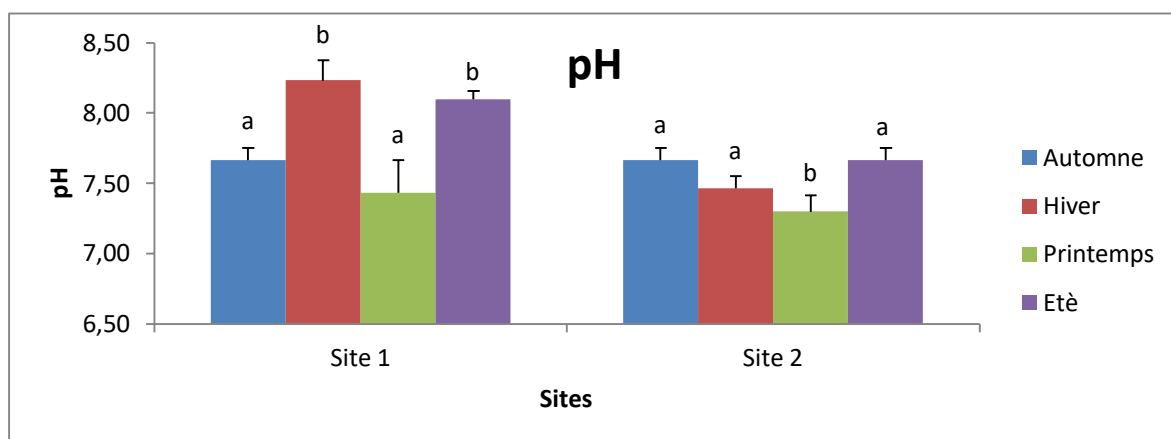


Fig.1.29 : Variations saisonnières du pH des eaux côtières des sites S1 et S2
(Moyenne ± ES, n=3).

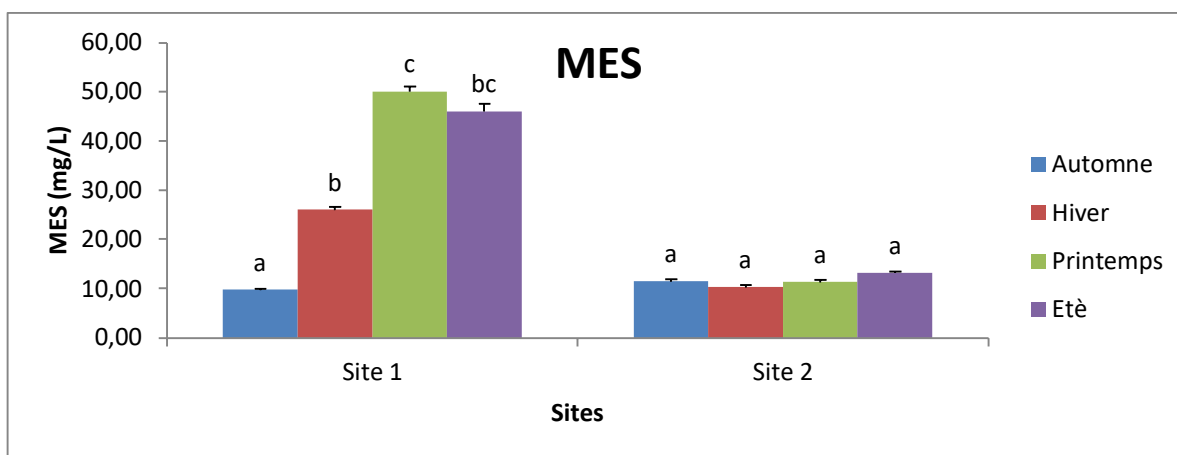


Fig. 1.30: Variations saisonnières de MES des eaux côtières des sites S1 et S2
(Moyenne ± ES, n=3).

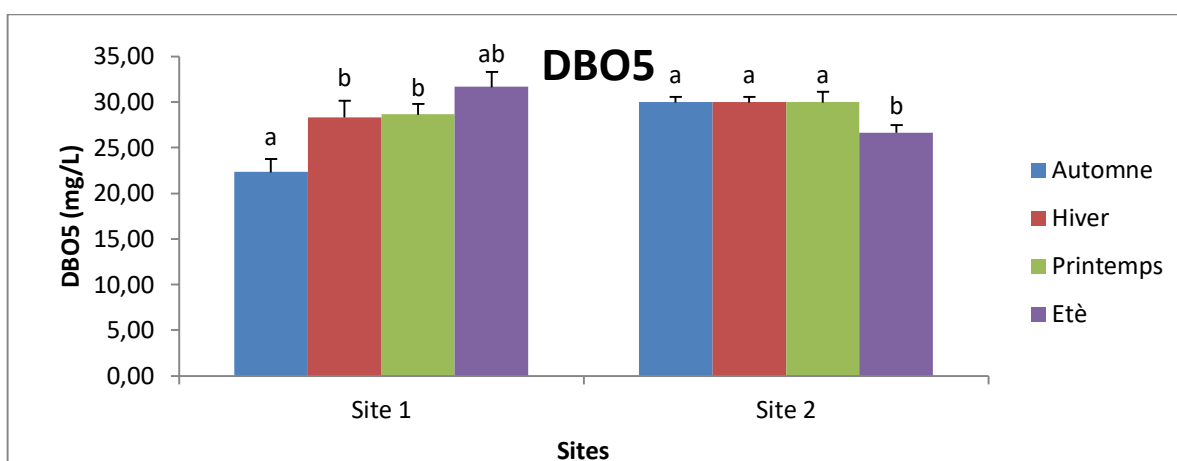


Fig. 1.31 : Variations saisonnières de la DBO₅ des eaux côtières des sites S1 et S2
(Moyenne ± ES, n=3).

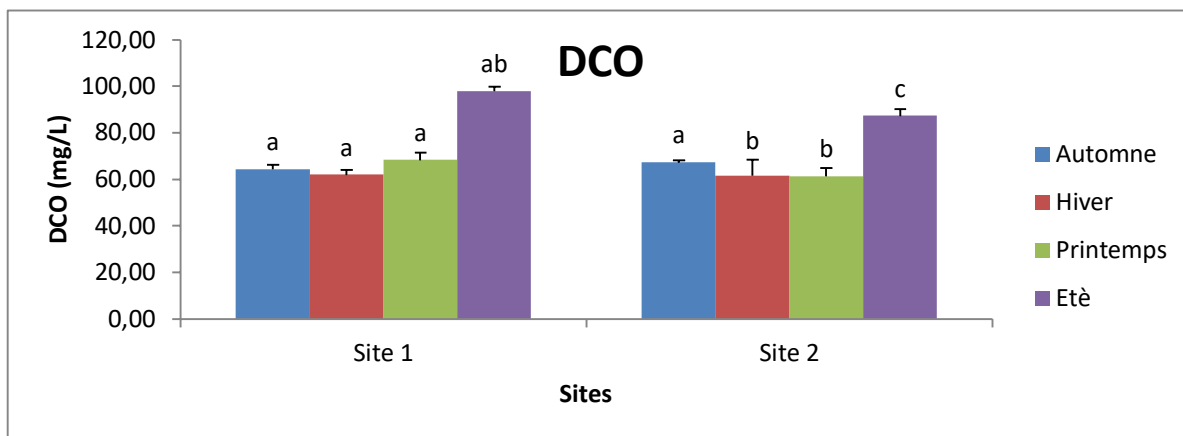


Fig. 1.32 : Variations saisonnières de la DCO des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=3).

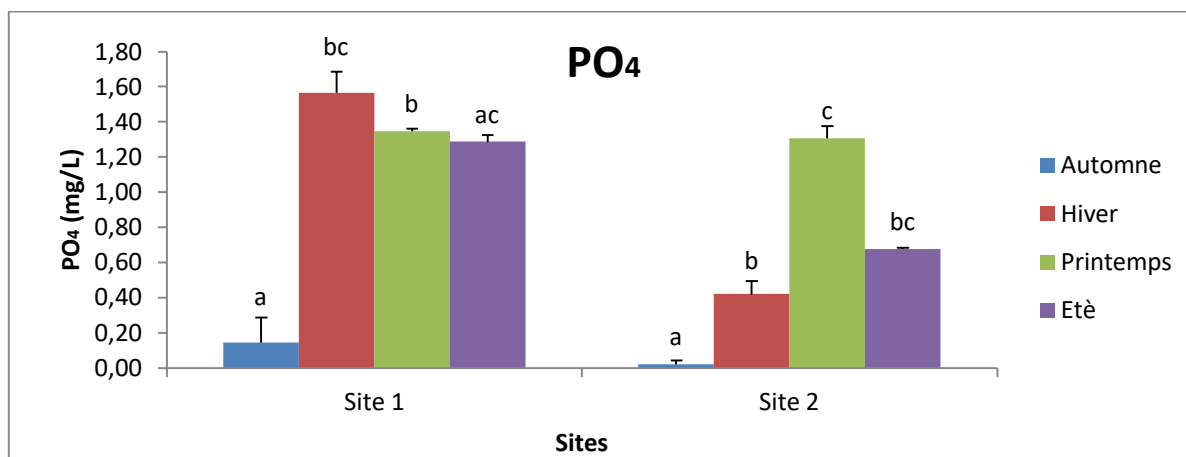


Fig. 1.33 : Variations saisonnières des PO₄ des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=3).

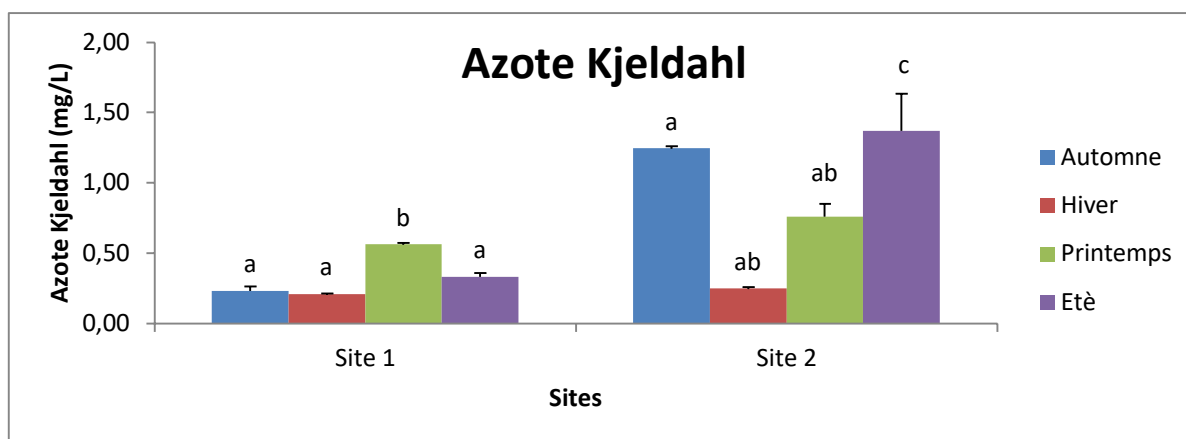


Fig. 1.34 : Variations saisonnières de l'Azote Kjeldahl des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=3).

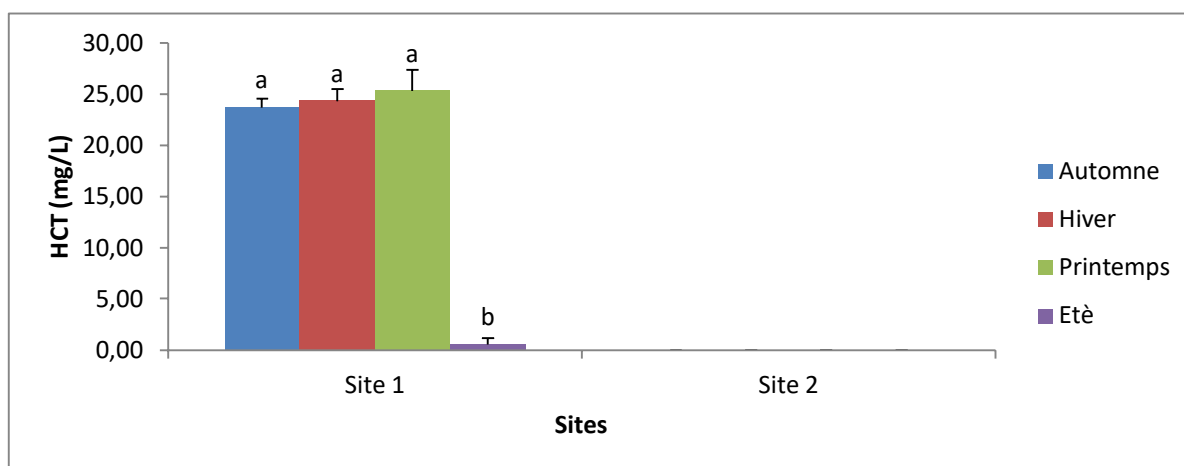


Fig. 1.35 : Variations saisonnières des HCT des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=3).

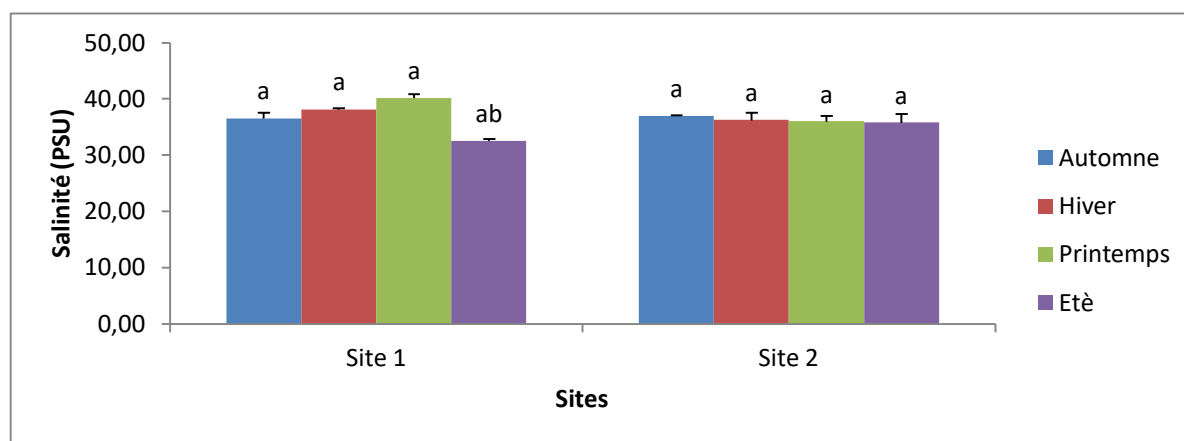


Fig. 1.36: Variations saisonnières de la salinité des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=3).

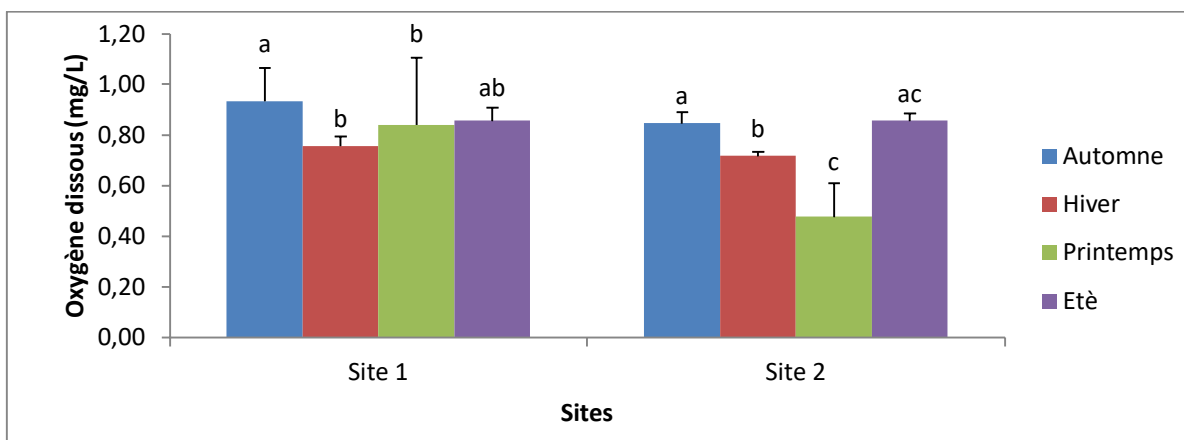


Fig. 1.37 : Variations saisonnières de l'oxygène dissous des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=3).

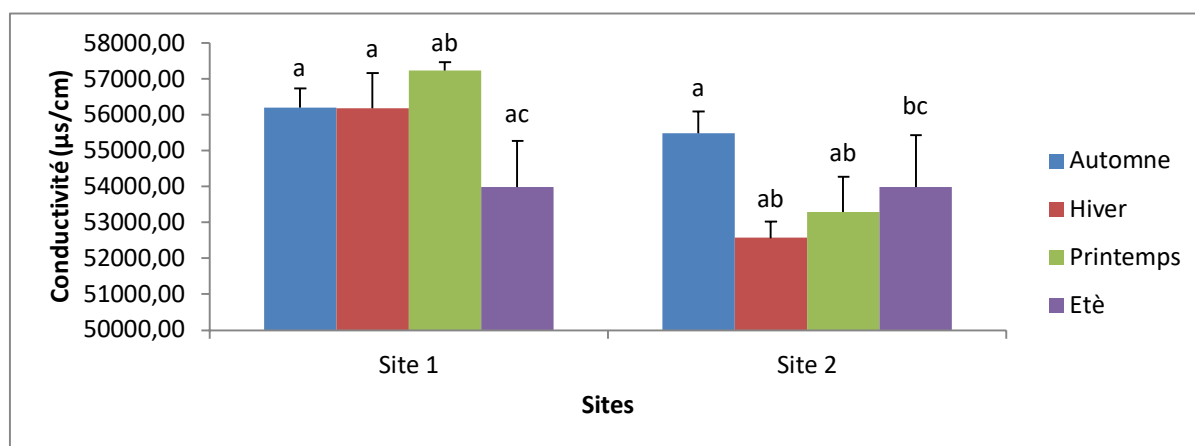


Fig. 1.38 : Variations saisonnières de la conductivité des eaux côtières des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=3).

Remarque : Les lettres (a, b, c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les saisons pour chaque site.

1.2.3. Discussion

La pollution de la côte ouest algérienne peut avoir des conséquences à court ou à long terme, selon la nature physico-chimique, métallique et bactériologique des rejets (Benaïssa *et al.*, 2017).

Les paramètres physicochimiques et métalliques de l'eau de mer jouent un rôle important dans la détermination du degré de la pollution du milieu aquatique. La qualité physicochimique du milieu marin agit sur le comportement des éléments traces métalliques au niveau des eaux, des matières en suspension et des sédiments (Rouane-Hacene, 2013). Par ailleurs, la dynamique physico-chimique permet de comprendre l'interaction des métaux traces avec les particules argileuses et organiques qui présentent une grande interface solide liquide (Benmessaoud, 2007).

L'évaluation de certains facteurs physicochimiques des eaux côtières des sites (S1 et S2) s'est révélée très importante afin de les corrélérer avec les indices biologiques et la bioaccumulation des métaux traces métalliques (Pb, Zn, Ni, Cu et Fe) étudiés chez l'espèce *Mytilus galloprovincialis*.

Les travaux de Grimes (2003) ; Taleb & Boutiba (2007) ; Rouane-Hacene (2013) ; Benali *et al.* (2015) ; Benaïssa *et al.* (2017) ; Guendouzi (2019) ; Rouabhi (2020), ont dévoilé la présence d'une pollution croissante au niveau du littoral algérien, en particulier dans les zones industrielles côtières (Arzew, Skikda, Annaba).

Réellement, la côte ouest algérienne est relativement polluée. Toutes les espèces indicatrices, accumulent des concentrations différentes de polluants selon les individus et les sites

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

d'échantillonnage. Cette pollution est une combinaison de plusieurs facteurs, mais le facteur le plus important est le rejet des eaux usées non traitées (Taleb & Boutiba, 2007).

Les variations spatio-temporaires des paramètres physicochimiques enregistrés dans notre étude révèlent la présence d'une pollution au niveau des deux sites (S1 et S2). Ainsi, on constate une augmentation significative de la température pendant la saison estivale au niveau des deux sites cela est probablement dû à la hausse de la température de l'air et aux effets du réchauffement climatique (Copin-Montegut, 2002). On note aussi que les valeurs les plus faibles du pH sont enregistrés dans les deux sites (S1 et S2) pendant le printemps. Selon l'agence européenne de l'environnement, 30 % des émissions anthropiques de CO₂ ont été absorbées par les océans, ce qui cause son acidification. A l'heure actuelle, le pH de l'eau est passé de 8,2 à 8,1 depuis le début de l'ère industrielle, ce qui correspond à un changement de 30 % de l'acidité océanique. Le pH moyen des eaux de surface devrait chuter à 7,7 ou 7,8 d'ici 2100, dépendant des futures émissions de CO₂. Cette acidification affecte de nombreux organismes marins (en particulier ceux utilisant le carbonate de calcium, comme les coquillages), les écosystèmes marins et les activités de pêche (EEA, 2019). Les concentrations les plus élevées en MES ont été observées au niveau du complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel (golfe d'Arzew) ; elles fluctuent entre 9,40 mg/L et 52 mg/L et dépassent ainsi la norme algérienne (30mg/L) pendant le printemps. L'augmentation de MES donne également à l'eau une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur (Baumont et al., 2014). Par ailleurs, au niveau du site S2 (Kristel), on remarque une augmentation de la DBO₅ et la DCO pendant toute l'année, cela est suivi par une consommation importante de l'oxygène dissous par la matière organique. L'origine de cette pollution est causée par la forte activité agricole connue dans ce village et les rejets sanitaires directs vers la mer sans aucun traitement préalable (Rouane-Hacene, 2013).

D'autre part, les eaux côtières du site S1 enregistrent des taux élevés en phosphates pendant l'hiver, le printemps et l'été, mais restent toujours inférieures à la norme algérienne (50 mg/L) (JORADP, 2006). Ces niveaux s'expliquent par les manipulations volontaires ou involontaires : à des opérations de purges effectuées avec des débits discontinus, à des vidanges de chaudières et à des rinçages des bacs de phosphate (Na₃PO₄) utilisés dans le process (Rahila, 2010). Cette pollution est aussi due aux rejets directs dans le milieu marin des eaux de lessivage chargées en détergents contenus dans les effluents liquides industriels (Rouane-Hacene, 2013). La concentration en phosphore total des eaux usées provient pour 50 à 70% des détergents (lessives) et pour 30 à 50% des matières organiques d'origine humaine (Deronzier & Choubert, 2004). Les valeurs les plus élevées de l'azote Kjeldahl ont été enregistrés au niveau du site S2 (Oued Elma kristel). L'azote

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

présent dans les eaux résiduaires urbaines provient principalement des déjections humaines. Les urines contribuent largement à cet apport surtout sous forme d'urée, d'acide urique et d'ammoniaque. Par ailleurs, les eaux de cuisine véhiculent des protéines comportant des acides aminés, et certains agents de surface (détergents, assouplissants) qui incluent dans leurs molécules des radicaux azotés. Cela est expliqué par l'absence d'une station d'épuration dans la zone de Kristel. L'azote des eaux usées est essentiellement constitué d'azote organique ammonifiable ou réfractaire (sous forme soluble et particulaire) et d'azote ammoniacal (Da Silva, 2008). Pour les hydrocarbures totaux, les concentrations les plus élevées ont été observées au niveau du site (S1), cela est sûrement dû aux importantes quantités de rejets du complexe GL2Z chargé en huiles et graisse et hydrocarbures totaux dépassant la valeurs exigée par la norme algérienne (15 mg/L pour les anciennes installations), vu que le complexe n'est pas doté d'une STEP et les eaux résiduaires ne subissent aucun traitement préalable, ajoutant à cela la hausse activité du trafic maritime et les opérations de déballastage qui endurent le golfe d'Arzew (Tires & Hebbar, 2021).

La conductivité électrique est l'un des paramètres les plus simples et importantes pour le contrôle de la qualité des eaux usées. Elle traduit le degré de minéralisation globale et nous renseigne sur le taux de salinité. Les résultats obtenus mettent en évidence une variation plus importante de la minéralisation exprimée en conductivité moyenne. La valeur maximale de la conductivité enregistrée au niveau du site (S1) est plus importante que celle obtenues au site (S2) dans les eaux côtières. Ces résultats pourraient être expliqués par le rejet des eaux usées résiduaires du complexe GL2Z et les complexes avoisinants. Les eaux côtières des sites (S1 et S2) présentent une grande concentration de sels dissous. La salinité varie à la surface du globe terrestre, en fonction de la latitude, de l'ouverture des mers vers les océans, de leurs dimensions, des apports terrestres et des courants. Les concentrations de la salinité observée au niveau des deux sites (S1 et S2) sont les mêmes rencontrées en mer Méditerranée (Danis, 2003).

Selon la Directive Européenne de 1991 (91/271/CEE), les eaux ménagères usées sont des eaux usées provenant d'établissements et de services résidentiels, essentiellement résultantes du métabolisme humain et des activités ménagères. Elles sont porteuses de pollution organique et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, de diverses matières organiques azotées et de microorganismes fécaux.

Les eaux industrielles usées représentent la somme de toutes les eaux usées provenant de locaux utilisés à des fins commerciales ou industrielles, autres que les eaux ménagères usées et les eaux de ruissellement. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières

Chapitre 1 : Résultats d'analyses des paramètres physicochimiques et métalliques des eaux

organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques ainsi que des hydrocarbures (Directive 91/271/CEE, 1991). Toujours selon cette directive, les Eaux Résiduaires Urbaines (EUR) sont des eaux ménagères usées ou le mélange d'eaux ménagères usées avec des eaux industrielles et/ou des eaux de ruissellement. En général, on exprime la pollution journalière rejetée par un habitant par l'Equivalent Habitant (EH). L'équivalent habitant est une notion ancienne utilisée en assainissement pour évaluer la capacité des stations d'épuration. Elle a été introduite pour convertir les rejets d'eaux usées industrielles en « équivalents habitants ». Un EH correspond à 80 g de MES, 60 g de DBO₅, 15 g de matières azotées, 4 g de matières phosphorées et 150 à 250 L d'eau d'après le décret du 10 décembre 1991. La Directive Européenne 91/271 « Eaux Résiduaires Urbaines » donne une nouvelle définition de l'équivalent habitant, correspondant à une charge organique biodégradable ayant une DBO₅ de 60 g d'oxygène par jour (Da Silva, 2008).

Ce chapitre fait l'objet d'une publication acceptée intitulée « Pollution estimates of discharge water from a natural gas liquefaction complex ». International Journal On Technical and Physical Problems of Engineering (IJTPE). ISSN : 2077-3528. Décembre 2022. Issu 53.

Partie III : Résultats et Discussion

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité, Teneurs des éléments traces métalliques chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.1. Paramètres Biométriques (Longueur, Hauteur et Epaisseur)	134
2.2. Indice de condition (IC).....	137
2.3. Teneurs des éléments traces métallique chez <i>M.galloprovincialis</i> des sites S1 et S2	138
2.4. Variations des indices métallique (IM) chez <i>M. galloprovincialis</i> des sites S1 et S2	145
2.5. Corrélation entre les concentrations de métaux et les indices métalliques.....	152
2.6. Indices sur le risque sanitaire.....	153
2.7. Discussion.....	155

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.1. Paramètres Biométriques (Longueur, Hauteur et Epaisseur)

L'analyse de variance effectuée sur les paramètres biométriques des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 à travers le test F (Tab. 2.1), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte très significativement ($p < 0,001$) sur les trois paramètres biométriques (L, H et E).

Tab. 2.1 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites (S1 et S2) (n=200).

	F (Site)	F (Saison)	F (Site*Saison)
L	38,25**	13,09**	18,38**
H	19,50**	4,11 ^{ns}	10,85**
E	55,52**	10,73**	22,58**

L: longueur de la coquille (cm); H: hauteur de la coquille (cm); E : épaisseur (cm).
(* : Significatif ($p < 0,05$); ** : Très significatif ($p < 0,001$); ns : Non significatif).
ddl (Site) = 2,33 ; ddl (Saison) = 3,32 ; ddl (Site x Saison) = 11,24.

2.1.1. Variations annuelles des paramètres biométriques

Les résultats des variations annuelles des paramètres biométriques de *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont présentés dans les figures (2.1 ; 2.2 ; 2.3). Ces résultats ont montré que la longueur (L), la hauteur (H) et l'épaisseur de la coquille des moules sont significativement élevés ($p < 0,05$) chez les moules du site S2 par rapport à ceux du site S1. Ainsi les valeurs de ces paramètres (L, H et E) se présentent sous l'ordre décroissant suivant : (site S2) > (site S1).

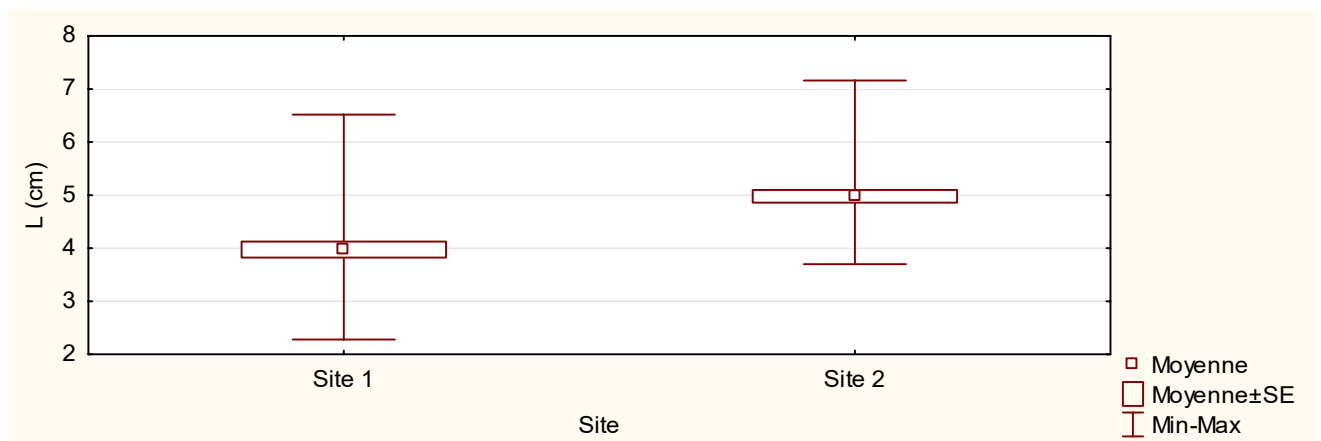


Fig. 2.1 : Variations annuelles de la longueur de la coquille (cm) de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=200).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

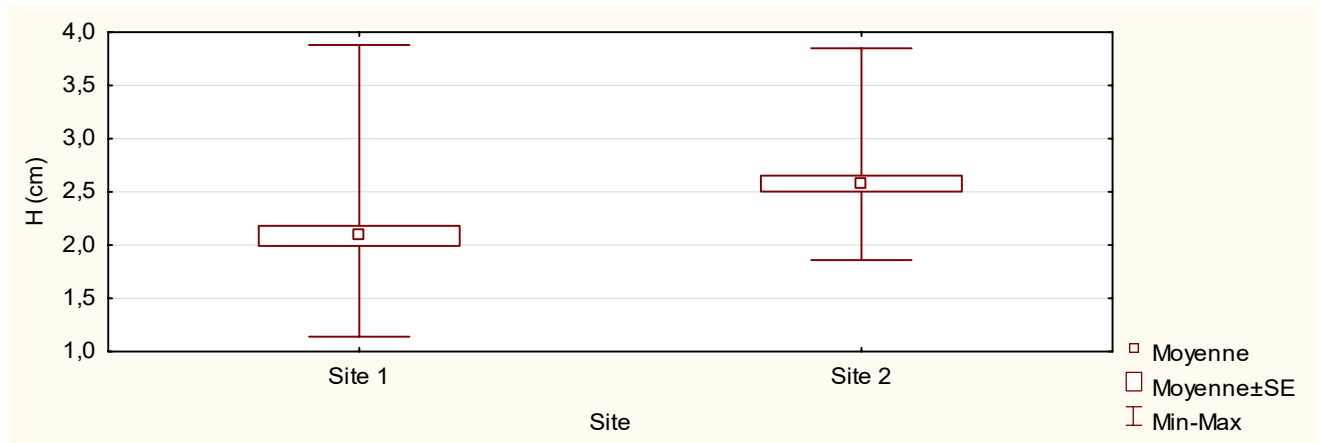


Fig. 2.2: Variations annuelles de la hauteur de la coquille (cm) de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=200).

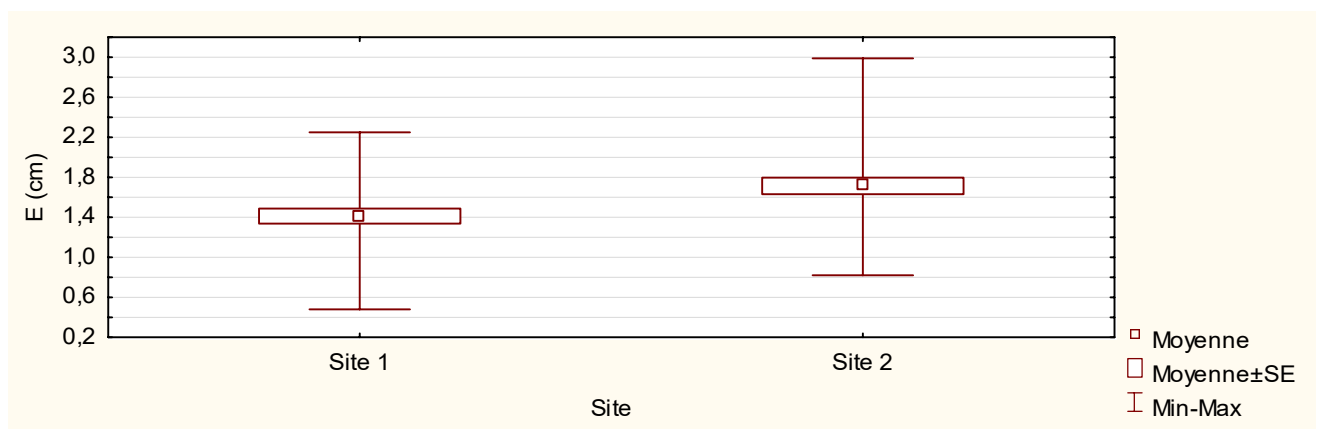


Fig. 2.3 : Variations annuelles de l'épaisseur de la coquille (cm) de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=200).

2.1.2. Variations saisonnières des paramètres biométriques

Les résultats des variations saisonnières des paramètres biométriques de *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont présentés dans les figures (2.4 ; 2.5 ; 2.6). Les résultats de l'étude comparative inter-sites des paramètres biométriques sont notés pour chacune des saisons. On observe que les longueurs moyennes (L) de la coquille des moules du site (S2) sont significativement plus élevées ($p < 0,05$) par rapport à celles du site S1 au printemps, en été et en automne. Les hauteurs moyennes (H) et les épaisseurs moyennes (E) des coquilles des moules du site S2 sont significativement plus élevées ($p < 0,05$) par rapport à celles du site (S1) quel que soit la saison.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

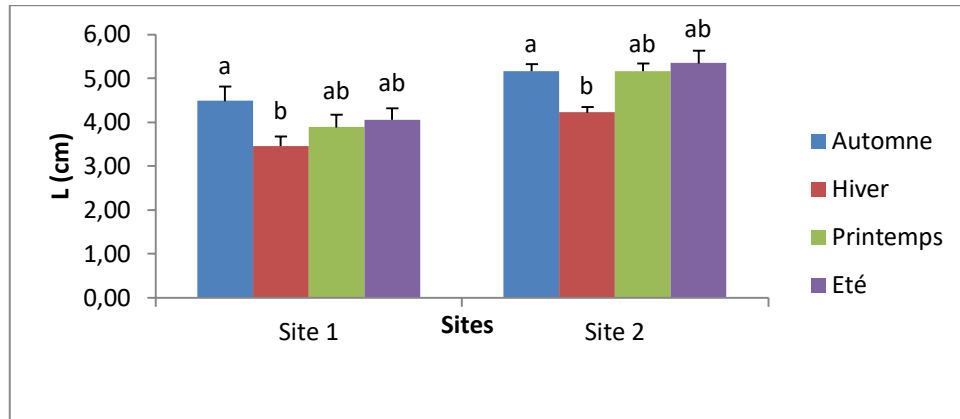


Fig. 2.4 : Variations saisonnières de la longueur de la coquille (cm) de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=200).

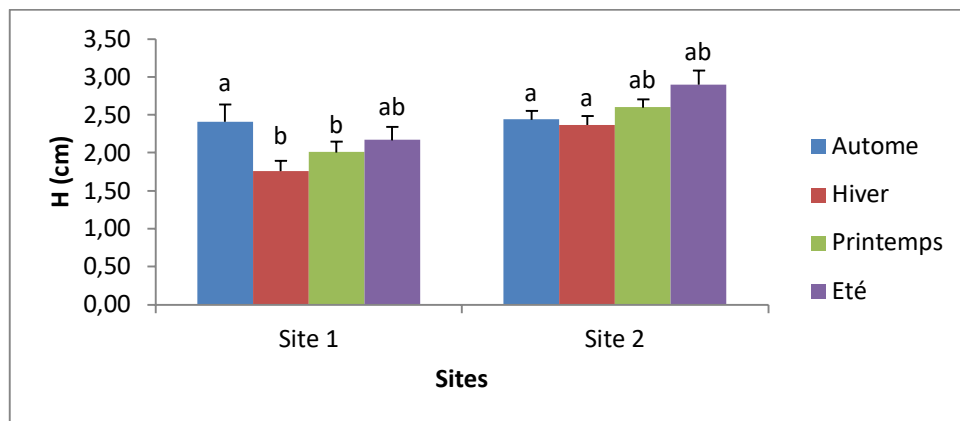


Fig. 2.5 : Variations saisonnières de la Hauteur de la coquille (cm) de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=200).

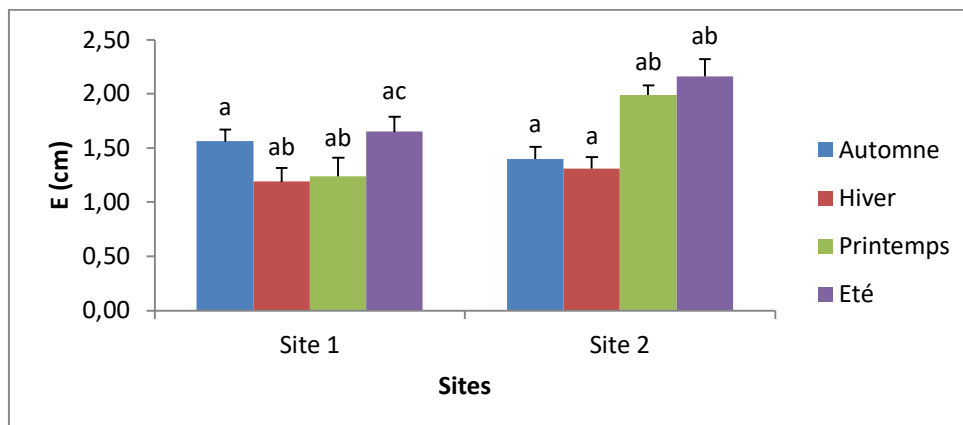


Fig. 2.6 : Variations saisonnières de l'Epaisseur de la coquille (cm) de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=200).

Remarque : Les lettres (a, b, c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les saisons pour chaque site.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.2. Indice de condition (IC)

L'analyse de variance effectuée sur l'indice de condition de *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 à travers le test F (Tab. 2.2), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte très significativement ($p < 0,001$) l'indice de condition (IC). En revanche, ce IC présente des variations significatives entre les sites ($p < 0,05$) et très significatives entre les saisons ($p < 0,001$).

Tab. 2.2 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) de l'indice de condition de *M. galloprovincialis*, provenant des sites (S1 et S2) (n=200).

	F (Site)	F (Saison)	F (Site*Saison)
IC	10,66*	10,43**	9,79**

(IC :Indice de condition).

(* : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$) ; ns : Non significatif).
ddl (Site) = 1.39 ; ddl (Saison) = 3.39 ; ddl (Site x Saison) = 7,39.

2.2.1. Variations annuelles de l'indice de condition

Les résultats des variations annuelles de l'indice de condition de *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont présentés dans la figure 2.7. Ces résultats révèlent que l'indice de condition est significativement plus élevé ($p < 0,05$) chez les moules du site S2 par rapport à ceux du site S1. Ainsi les valeurs de l'IC se présentent selon l'ordre décroissant suivant : (site S2) > (site S1) avec respectivement $37,43 \pm 1,15 > 31,28 \pm 0,63$.

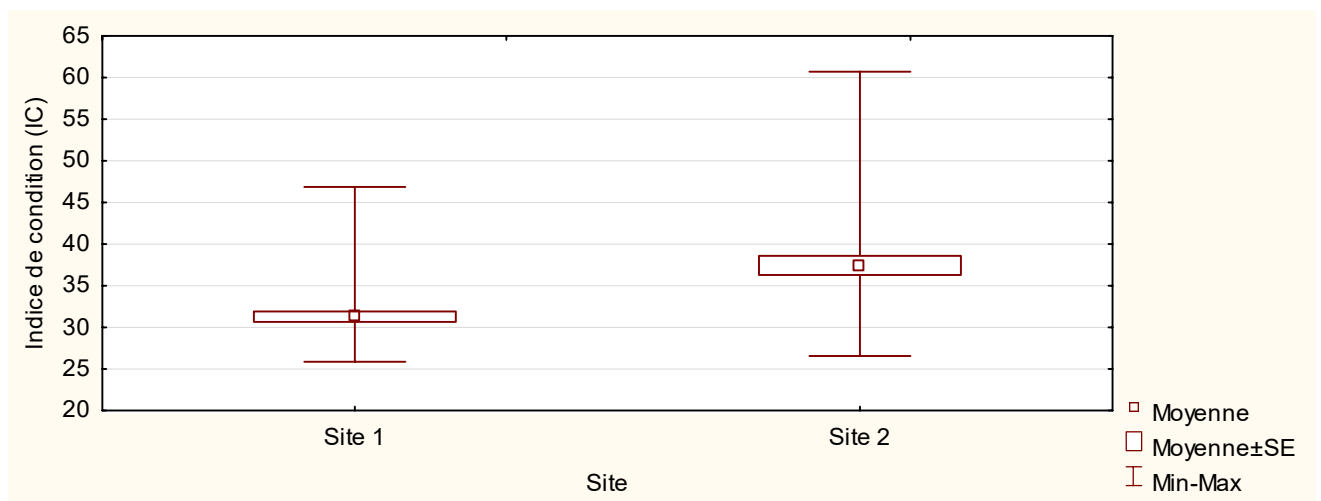


Fig. 2.7 : Variations annuelles de l'indice de condition de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=200).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.2.2. Variations saisonnières de l'indice de condition

Les résultats des variations saisonnières moyennes de l'indice de condition de *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont présentés dans la figure 2.8. D'après ces résultats, on observe que l'IC des moules du site S1 atteignent les valeurs les plus élevées en été ($35,23 \pm 1,49$, $p < 0,05$), et les valeurs les plus faibles en automne et en hiver ($29,46 \pm 0,74$ et $30,10 \pm 0,69$, respectivement, $p < 0,05$). Au niveau du site S2, les valeurs moyennes de l'IC augmentent significativement ($p < 0,05$) en hiver et en printemps soient respectivement $41,97 \pm 0,58$ et $41,53 \pm 0,53$, tandis que durant la période automnale on enregistre une diminution significative ($31,84 \pm 0,67$, $p < 0,05$).

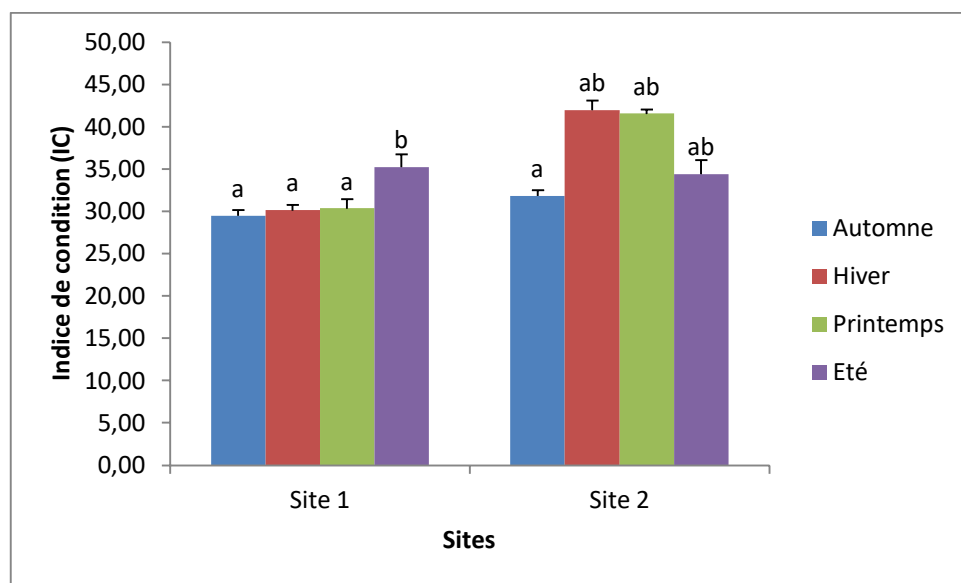


Fig. 2.8 : Variations saisonnières de l'indice de condition de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=200).

Remarque : Les lettres (a, b, c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les saisons pour chaque site.

2.3. Teneurs des éléments traces métallique chez *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2

L'analyse de variance effectuée sur les teneurs en métaux chez *M. galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 à travers le test F (Tab. 2.3), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte significativement ($p < 0,05$) le plomb, le zinc, le nickel et le cuivre ; cependant, la saison agit très significativement ($p < 0,001$) sur l'ensemble des métaux.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

Tab. 2.3 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des teneurs métalliques moyennes (mg/kg poids sec) mesurées dans les tissus de *M. galloprovincialis* des Sites S1 et S2 (n=24).

	F (SITE)	F (SAISON)	F (SITE*SAISON)
Plomb	13,27*	51,95**	3,63*
Zinc	7,47*	44,92**	3,58*
Nickel	42,19**	102,76**	3,99*
Fer	0,16 ^{ns}	189,49**	2,16 ^{ns}
Cuivre	3,54 ^{ns}	64,84**	2,96*

(* : Significatif ($p < 0.05$) ; ** : Très significatif ($p < 0.001$) ; ns : Non significatif)
ddl (Site) = 1,22, ddl (Saison) = 3,20, ddl (Site x Saison) = 7,16

2.3.1. Variations annuelles des teneurs des ETM chez *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2

Les résultats de l'étude sur les variations annuelles des teneurs métalliques moyennes mesurées dans les tissus de *M. galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont présentés dans les figures (2.9 ; 2.10 ; 1.11 ; 2.12 ; 2.13), le tableau (2.4). On note qu'il est possible de classer par ordre décroissant la capacité de bioaccumulation des moules en fonction de la nature du métal, quel que soit le site de prélèvement, de la manière suivante : Zn > Fe > Ni > Pb > Cu.

Le zinc représente le métal qui se trouve en plus grande concentration dans les tissus de la moule au niveau des deux sites d'études par rapport aux autres métaux (Pb, Ni, Fe, Cu) (Fig. 2.10). Les concentrations des moyennes annuelles les plus élevées en zinc sont enregistrés au niveau des deux sites S1 et S2, soit respectivement ($176,91 \pm 16,39$ et $174,78 \pm 39,68$ mg/kg poids sec de tissu) ($p < 0,05$).

Les teneurs moyenne en plomb dans les tissus des moules du site S1 atteignent une valeur faible ($7,91 \pm 1,34$ mg/kg poids sec de tissu) ($p < 0,05$) comparée à celle mesurées dans les tissus des moules du site S2 ($19,81 \pm 3,21$ mg/kg poids sec de tissu) ($p < 0,05$) (Fig. 2.9).

Les moules provenant du site S1 présentent des teneurs en nickel significativement plus élevées ($p < 0,05$) dans leurs tissus avec ($48,18 \pm 4,53$ mg/kg poids sec de tissu) par rapport à ceux du site S2 dont la teneur est ($41,99 \pm 8,94$ mg/kg poids sec de tissu) (Fig. 2.11).

Les teneurs moyennes en fer dans les tissus des moules du site S2 atteignent ($124,27 \pm 7,82$ mg/kg poids sec de tissu), respectivement. Ces teneurs sont significativement élevées ($p < 0,05$) par rapport à celles mesurées dans les tissus des moules du site S1, soit ($96,56 \pm 6,85$ mg/kg poids sec de tissu) (Fig. 2.12).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

La distribution des teneurs en cuivre se différencie au niveau de nos deux sites d'échantillonnages. Les teneurs moyennes les plus élevées sont enregistrées au niveau du site S1 ($4,64 \pm 0,34$ mg/kg poids sec de tissus) ($p < 0,05$) (Fig. 2.13).

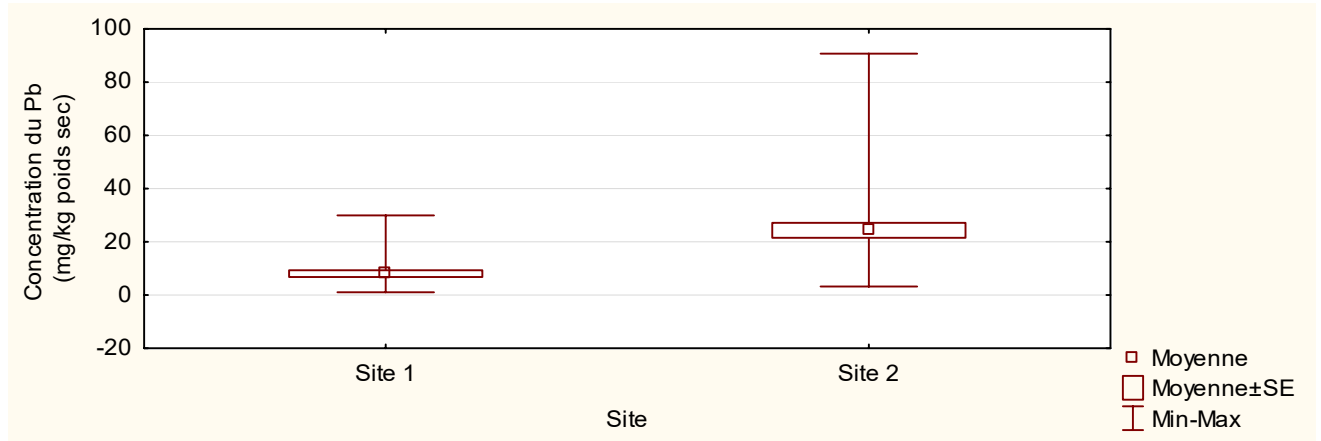


Fig. 2.9 : Variations annuelles des teneurs en plomb (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

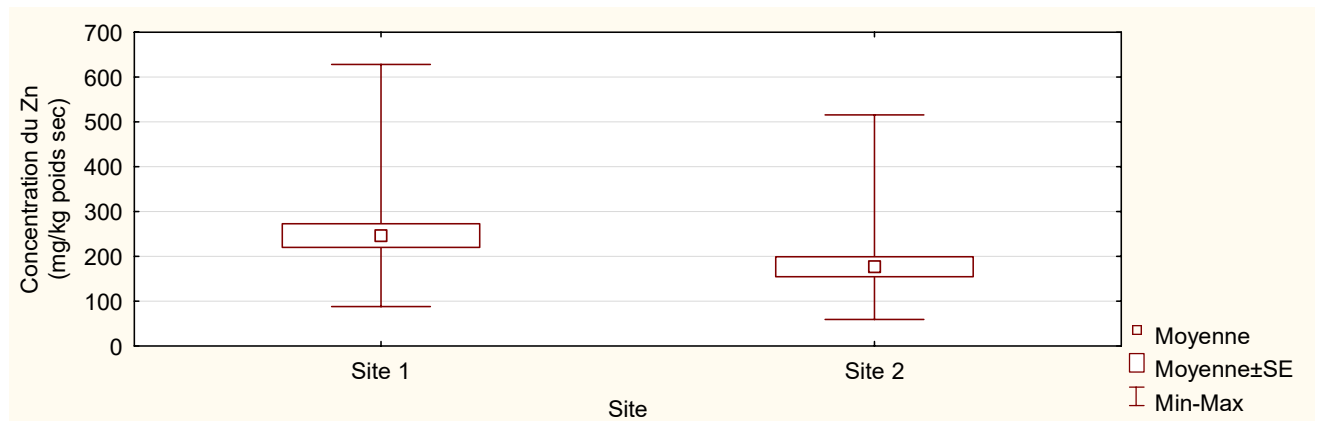


Fig. 2.10 : Variations annuelles des teneurs en zinc (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

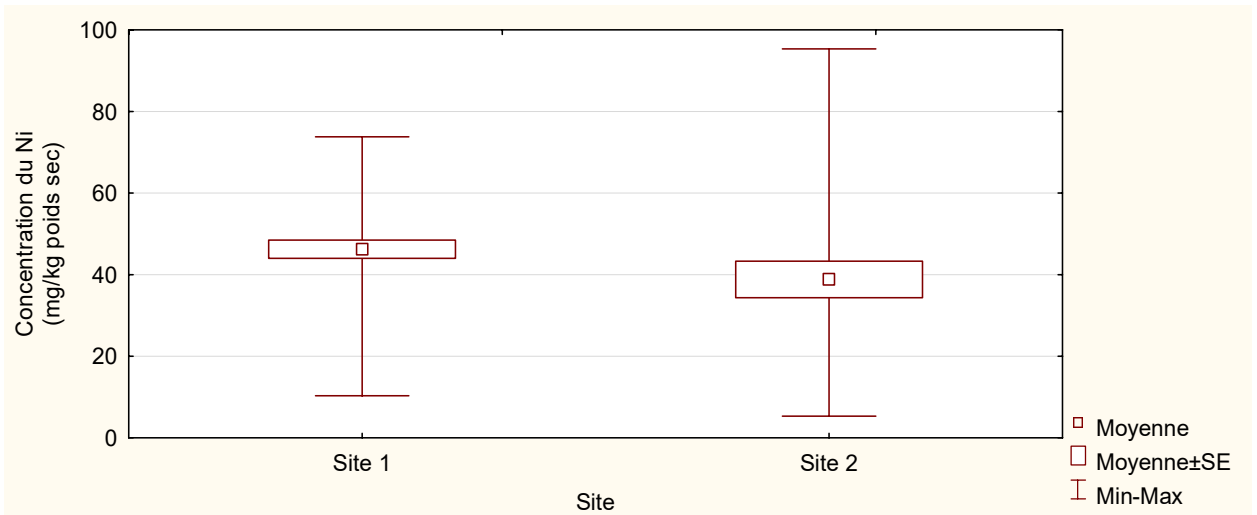


Fig. 2.11 : Variations annuelles des teneurs en nickel (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

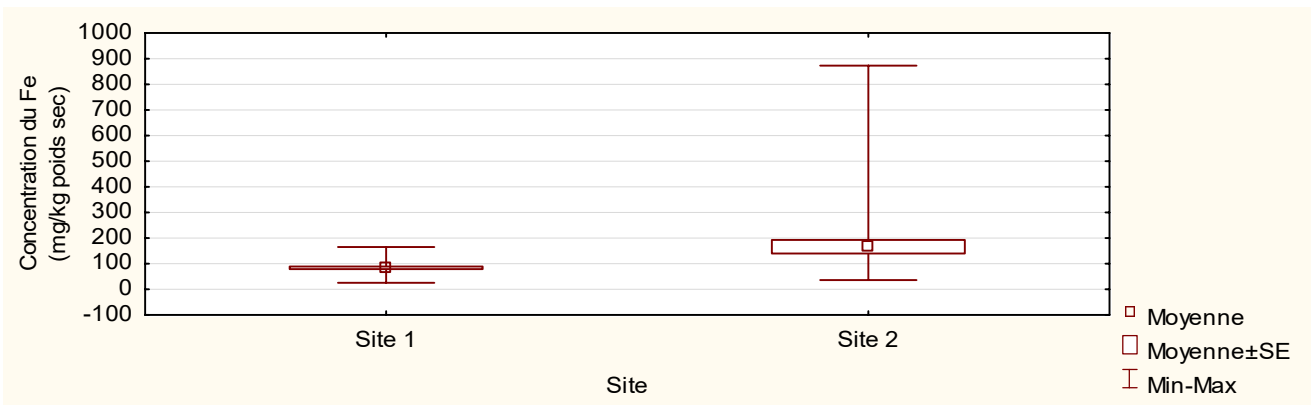


Fig. 2.12 : Variations annuelles des teneurs en fer (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

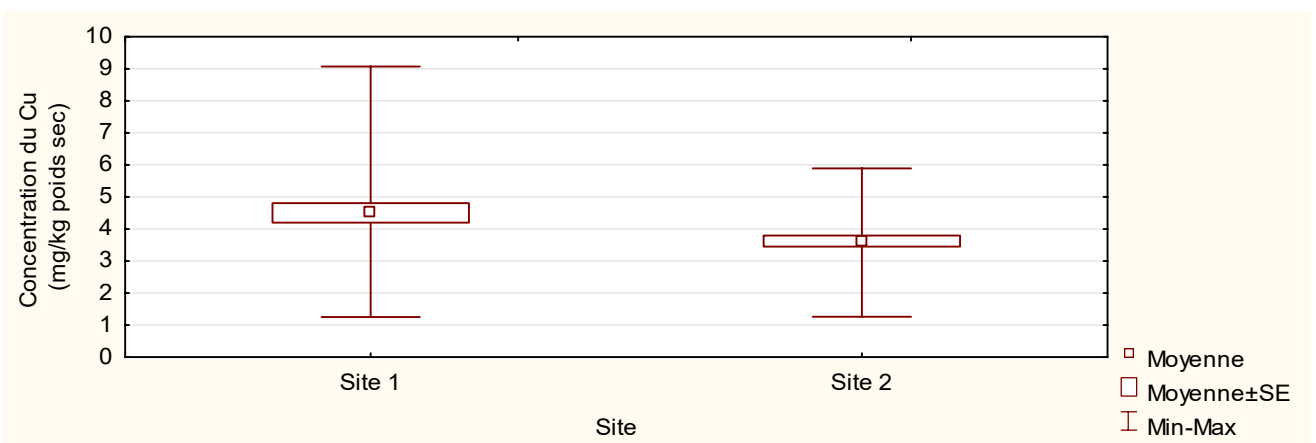


Fig. 2.13 : Variations annuelles des teneurs en cuivre (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

Tab. 2.4: Variations annuelles des teneurs métalliques moyennes (mg/kg poids sec) dans les tissus de *Mytilus galloprovincialis* des sites S1 et S2.

ETM	Site 1	Site 2
Pb	7,91 ± 1,34 ^a (1,98 – 17,98)	19,81 ± 3,21 ^b (8,36 – 37,63)
Zn	176,91 ± 16,39 ^a (90,21 – 255,33)	174,78 ± 39,68 ^a (67,03 – 405,37)
Ni	48,18 ± 4,53 ^a (31,60 – 70,28)	41,99 ± 8,94 ^b (5,31 – 78,25)
Fe	96,56 ± 6,85 ^a (58,30 – 125,45)	124,27 ± 7,82 ^b (101,22 – 167,93)
Cu	4,64 ± 0,34 ^a (3,00 – 6,62)	3,71 ± 0,15 ^b (3,02 – 4,36)

Les résultats sont exprimés en moyenne annuelle ± erreur standard (n=12) ; min-max saisonnières sont entre parenthèses (n=3) ; pour chaque paramètre les lettres (a-b) indiquent la différence significative (Test de Tukey, p < 0,05) pour chaque site.

2.3.2. Variations saisonnières des teneurs des ETM chez *M.galloprovincialis* des sites S1 et S2

Les résultats des variations saisonnières des teneurs métalliques moyennes dans les tissus de *M. galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont représentés dans les figures (2.14 ; 2.15 ; 1.16 ; 1.17 ; 2.18) et le tableau 2.5.

Les teneurs moyennes en Pb dans les tissus des moules du site S1 augmentent significativement (p < 0,05) en automne (13,64 ± 2,26 mg/kg poids sec de tissus), et aussi en hiver et en printemps, avec respectivement 7,52 ± 1,33 et 8,19 ± 0,36 mg/kg poids sec de tissus. Tandis qu'en été, cette teneur moyenne en Pb atteint le niveau le plus bas, soit (2,29 ± 0,20 mg/kg poids sec de tissus). Au niveau du site S2, les teneurs moyennes en Pb sont significativement les plus élevées (p < 0,05) en hiver et en printemps, avec respectivement 22,93 ± 1,03 et 35,69 ± 1,51 mg/kg poids sec de tissus et diminuent un peu en automne et en été, avec 9,13 ± 0,39 et 11,49 ± 0,45 mg/kg poids sec de tissus, respectivement.

Dans les tissus des moules du site S1, la teneur moyenne en Zn atteinte en hiver est significativement plus élevée (p < 0,05) (234,60 ± 12,11 mg/kg poids sec de tissus) par rapport à celle mesurée en printemps et en été, avec respectivement 92,28 ± 1,18 et 173,46 ± 6,58 mg/kg poids sec de tissus. La teneur moyenne du Zn au niveau du site S2, augmente significativement en hiver (p < 0,05) (390,22 ± 12,56 mg/kg poids sec de tissus) et diminue en printemps et en été, avec respectivement 70,84 ± 1,71 et 67,17 ± 0,07 mg/kg poids sec de tissus.

Concernant les teneurs en Ni mesurées dans les tissus des moules du site S1, nous observons une valeur moyenne autour de 35,33 ± 1,05 mg/kg poids sec de tissus (p < 0,05) pendant l'automne et

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

une élévation significative ($p < 0,05$) pendant l'hiver et l'été avec respectivement ($56,12 \pm 0,79$ et $68,76 \pm 0,79$ mg/kg poids sec de tissus). Au niveau du site S2 les variations des teneurs moyennes en Ni enregistre une augmentation significative ($p < 0,05$) en automne ($73,33 \pm 2,47$ mg/kg poids sec de tissus) et elles sont relativement faible pendant le printemps et l'été avec respectivement ($5,48 \pm 0,17$ et $20,4 \pm 0,98$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$)

Les résultats sur les concentrations en Fe au niveau du site S1 ont montré une augmentation significative en été ($122,25 \pm 2,14$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$) et une diminution en printemps ($61,00 \pm 1,37$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$). En revanche, le site S2 a enregistré une augmentation significative en été ($166,48 \pm 0,79$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$) et varie peu dans les autres saisons.

La teneur moyenne en Cu dans les tissus des moules du site S1 atteint le niveau le plus élevé en été ($6,31 \pm 0,16$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$), tandis que cette teneur métallique varie peu durant les autres saisons ne dépassant pas ($4,56 \pm 0,16$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$). Au niveau du site S2 la variation des teneurs en Cu augmente significativement en printemps et en été avec respectivement ($4,32 \pm 0,03$ et $4,03 \pm 0,03$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$) et diminue en automne ($3,07 \pm 0,03$ mg/kg poids sec de tissus, $p < 0,05$).

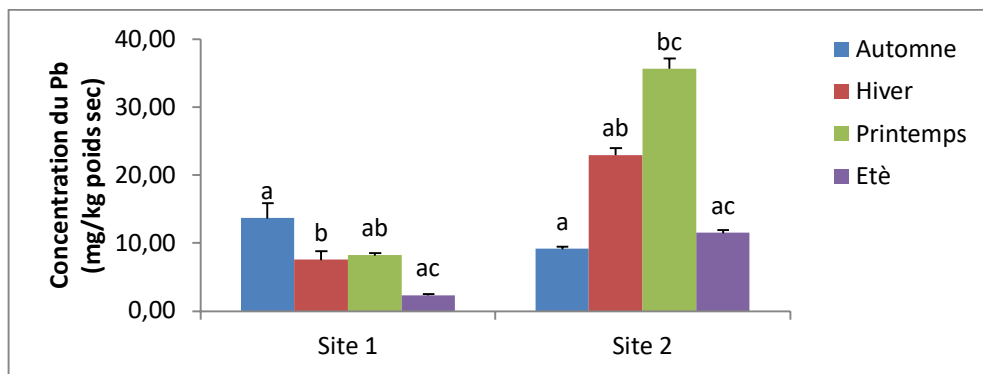


Fig. 2.14 : Variations saisonnières des teneurs en plomb (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=10).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

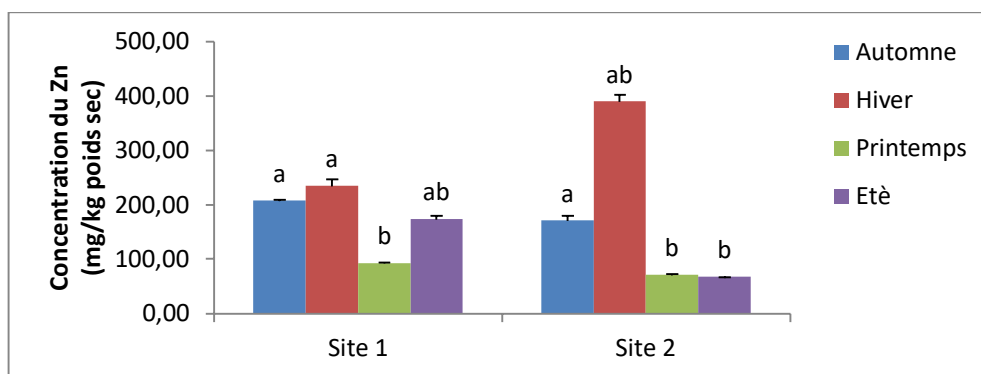


Fig. 2.15: Variations saisonnières des teneurs en Zinc (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=10).

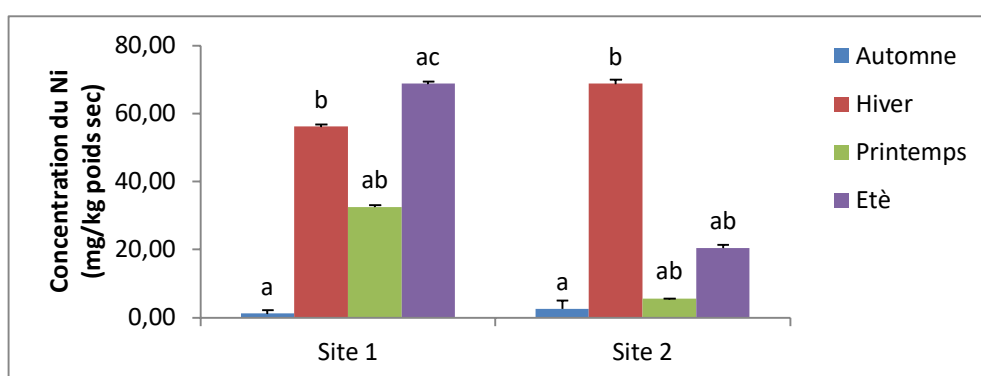


Fig. 2.16 : Variations saisonnières des teneurs en Nickel (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=10).

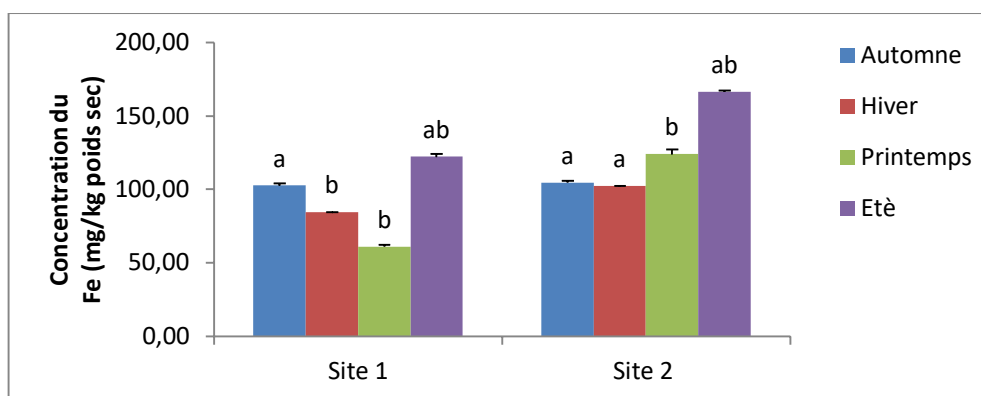


Fig. 2.17 : Variations saisonnières des teneurs en Fer (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=10).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

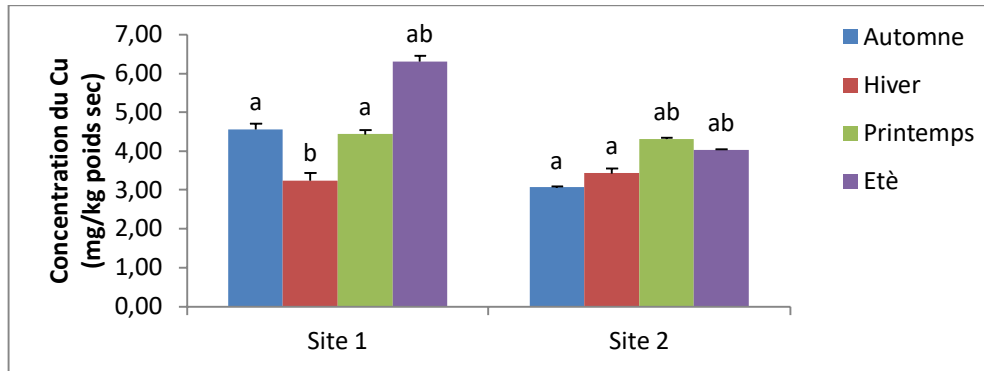


Fig. 2.18 : Variations saisonnières des teneurs en Cuivre (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne \pm ES, n=10).

Remarque : Les lettres (a, b, c) indiquent des différences significatives (Test de Tukey, $p < 0,05$) entre les saisons pour chaque site.

Tab. 2.5: Variations saisonnières des teneurs métalliques moyennes (mg/kg poids sec) dans les tissus de *Mytilus galloprovincialis* des sites S1 et S2 (moyenne \pm ES, n=12).

Sites	Saisons	Plomb	Zinc	Nickel	Fer	Cuivre
Site 1	A	13,64 \pm 2,26	207,28 \pm 2,20	35,33 \pm 1,05	102,58 \pm 1,44	4,56 \pm 0,16
	H	7,52 \pm 1,33	234,60 \pm 12,11	56,12 \pm 0,79	84,42 \pm 0,25	3,24 \pm 0,20
	P	8,19 \pm 0,36	92,28 \pm 1,18	32,52 \pm 0,58	61,00 \pm 1,37	4,44 \pm 0,10
	E	2,29 \pm 0,20	173,46 \pm 6,58	68,76 \pm 0,79	122,25 \pm 2,14	6,31 \pm 0,16
Site 2	A	9,13 \pm 0,39	170,87 \pm 8,87	73,33 \pm 2,47	104,49 \pm 1,66	3,07 \pm 0,03
	H	22,93 \pm 1,03	390,22 \pm 12,56	68,77 \pm 1,26	102,22 \pm 0,33	3,43 \pm 0,12
	P	35,69 \pm 1,51	70,84 \pm 1,71	5,48 \pm 0,17	123,87 \pm 3,26	4,32 \pm 0,03
	E	11,49 \pm 0,45	67,17 \pm 0,07	20,4 \pm 0,98	166,48 \pm 0,79	4,03 \pm 0,03

2.4. Indices métallique (IM) chez *Mytilus galloprovincialis* des sites S1 et S2

L'analyse de variance effectuée sur les indices métalliques de *M. galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 à travers le test F (Tab. 2.6), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte significativement ($p < 0,05$) l'indice métallique du zinc, le nickel et le cuivre, tandis qu'elle affecte très significativement ($p < 0,001$) l'indice métallique du plomb et du fer.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

Tab. 2.6 : Analyse de variance (Test F, ANOVA) des indices métalliques moyens (mg/kg poids sec) dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2 (n=12).

	F (SITE)	F (SAISON)	F (SITE*SAISON)
IM Pb	0,32 ^{ns}	4,41*	7,22**
IM Zn	0,51 ^{ns}	2,04 ^{ns}	3,60*
IM Ni	4,02 ^{ns}	4,44*	4,65*
IM Fe	2,04 ^{ns}	2,32 ^{ns}	7,73**
IM Cu	6,51*	5,55*	2,80*

(* : Significatif (p < 0.05) ; ** : Très significatif (p < 0.001) ; ns : Non significatif)
ddl (Site) = 1,22, ddl (Saison) = 3,20, ddl (Site x Saison) = 7,16

2.4.1. Variations annuelles de l'indice métallique chez *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2

Les résultats des variations annuelles des indices métalliques moyens mesurés chez *M. galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont présentés dans les figures (2.19 ; 2.20 ; 2.21 ; 2.22 ; 2.23) et le tableau 2.7.

D'après nos résultats, il est possible de classer par ordre décroissant les indices métalliques que l'on obtient chez les moules en fonction de la nature du métal, quel que soit le site de prélèvement, selon l'ordre suivant : Zn/poids du test > Fe/poids du test > Ni/poids du test > Pb/poids du test > Cu/poids du test.

La valeur moyenne de l'indice Pb obtenue chez les moules du site S2 atteint $0,72 \pm 0,10$ mg/kg de poids sec, cette valeur est significativement ($p < 0,05$) plus élevée que celle obtenue à partir du site S1, soit $0,50 \pm 0,13$ mg/kg de poids sec ($p < 0,05$).

La valeur moyenne de l'indice Zn obtenue chez les moules du site S1 est significativement plus élevée ($11,36 \pm 2,69$ mg/kg de poids sec ($p < 0,05$)) que celle atteinte chez les moules du site S2 ($7,78 \pm 1,79$ mg/kg de poids sec ($p < 0,05$)).

Les moules provenant du site S1 présentent une valeur moyenne de l'indice Ni, significativement plus élevée que celle obtenue à partir des moules du site S2, soit $1,90 \pm 0,30$ et $1,69 \pm 0,42$ mg/kg de poids sec ($p < 0,05$) respectivement.

Les valeurs moyennes de l'indice Fe obtenue chez les moules des sites S1 et S2 atteignent des valeurs significativement élevées, soient $5,07 \pm 1,25$ et $4,85 \pm 0,40$ mg/kg de poids sec ($p < 0,05$) respectivement.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

La valeur de l'indice Cu obtenue chez les moules du site S1, atteint $0,32 \pm 0,05$ mg/kg de poids sec, cette valeur est significativement ($p < 0,05$) plus élevée que celle obtenue à partir du site S1, soit $0,12 \pm 0,009$ mg/kg de poids sec ($p < 0,05$).

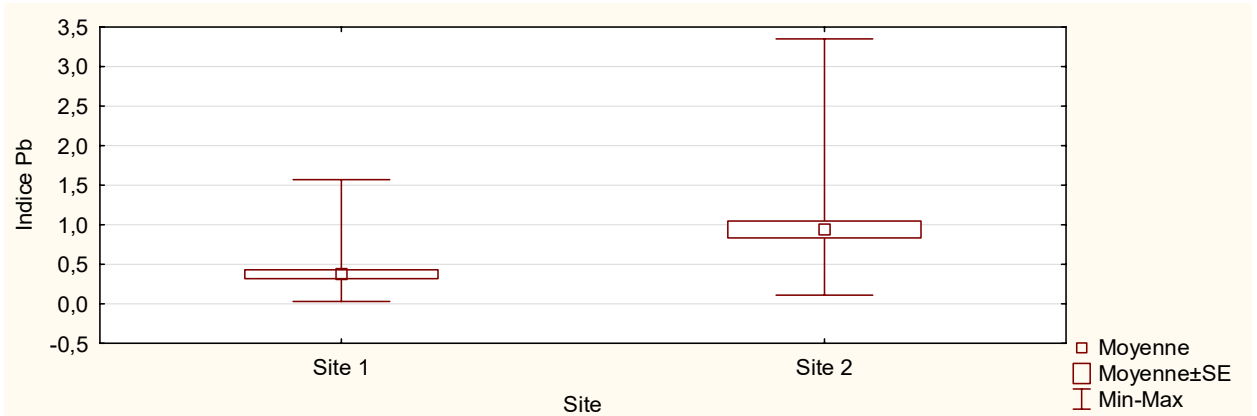


Fig. 2.19 : Variations annuelles de l'indice Plomb dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

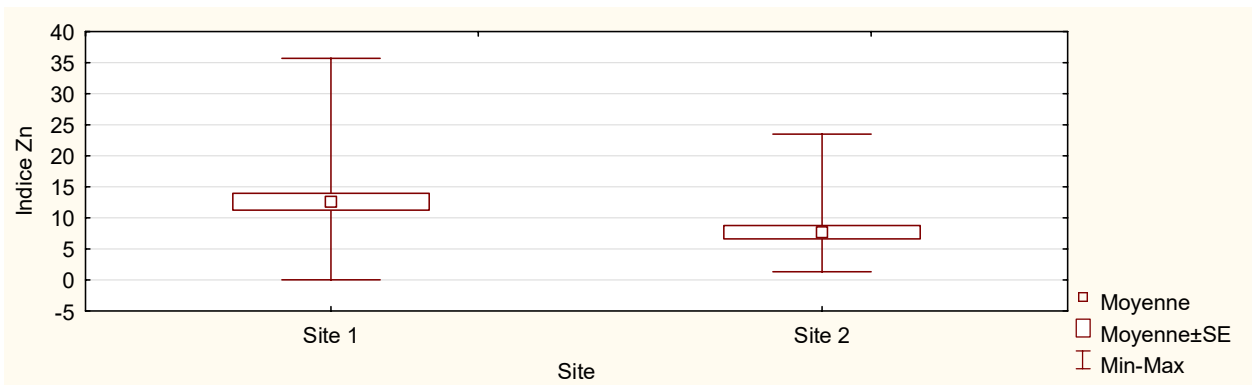


Fig. 2.20 : Variations annuelles de l'indice Zinc dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

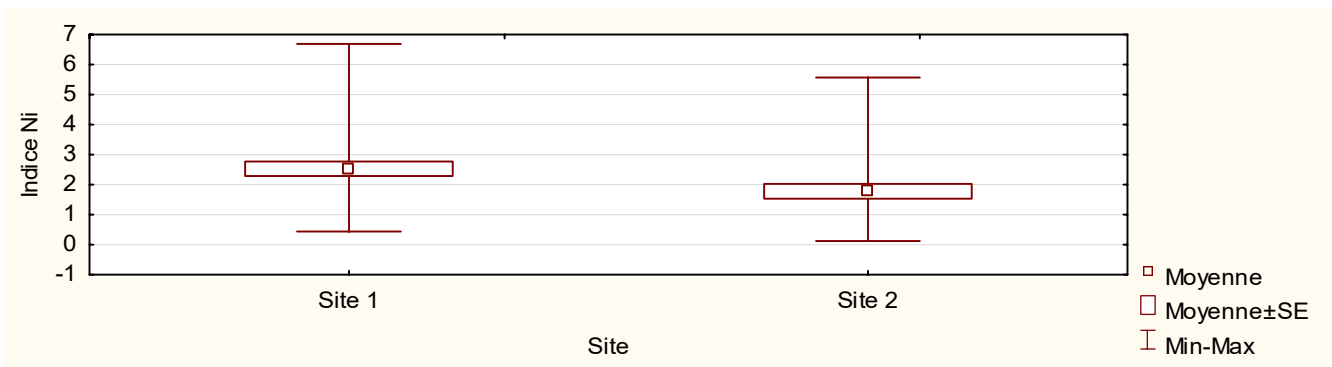


Fig. 2.21 : Variations annuelles de l'indice Nickel dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

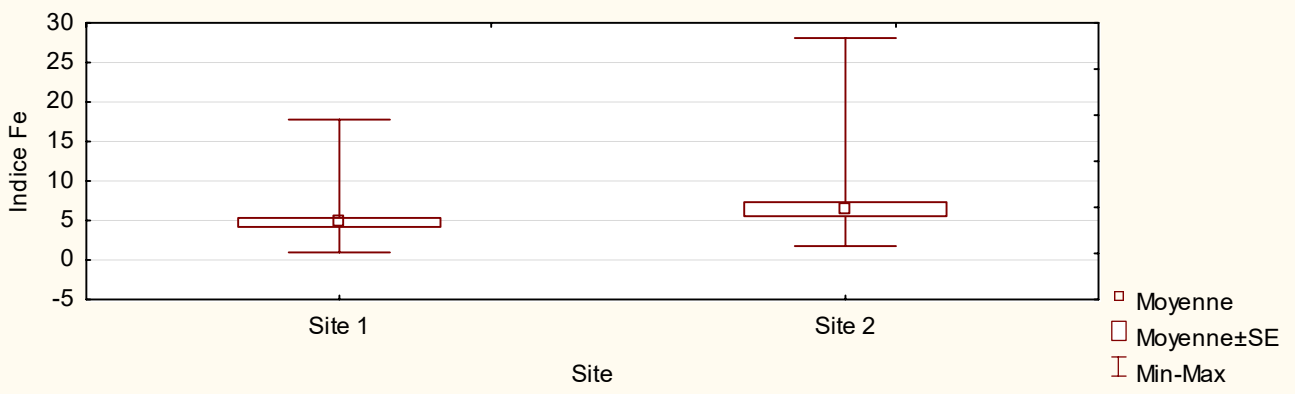


Fig. 2.22 : Variations annuelles de l'indice Fer dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

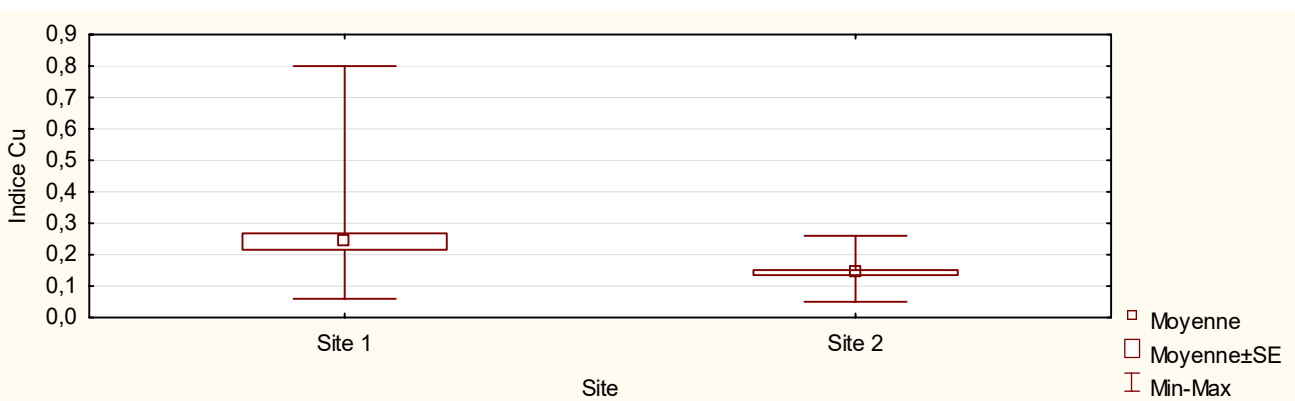


Fig. 2.23 : Variations annuelles de l'indice Cuivre dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

Tab. 2.7 : Etude comparative Inter sites des variations annuelles des indices métalliques moyen (mg/kg poids sec tissus) chez *Mytilus galloprovincialis* des sites S1 et S2 (moyenne ± ES, n=12)

Indice Métallique	Site 1	Site 2
IM Pb	0,50 ± 0,13 ^a (0,09 – 1,56)	0,72 ± 0,10 ^b (0,22 – 1,24)
IM Zn	11,36 ± 2,69 ^a (2,56 – 35,70)	7,78 ± 1,79 ^a (1,33 – 16,57)
IM Ni	1,90 ± 0,30 ^a (0,43 – 3,79)	1,69 ± 0,42 ^b (0,01 – 3,84)
IM Fe	5,07 ± 1,25 ^a (1,23 – 17,76)	4,85 ± 0,40 ^b (2,85 – 7,21)
IM Cu	0,32 ± 0,05 ^a (0,11 – 0,79)	0,12 ± 0,01 ^b (0,12 – 0,19)

Les résultats sont exprimés en moyenne annuelle ± erreur standard (n=12) ; min-max saisonnières sont entre parenthèses (n=3) ; pour chaque paramètre les lettres (a-b) indiquent la différence significative (Test de Tukey, p < 0,05) pour chaque site.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.4.2. Variations saisonnières de l'indice métallique chez *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2

Les résultats des variations saisonnières des indices métalliques moyens mesurés chez *M. galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 sont présentés dans les figures (de 2.24 au 2.28), le tableau 2.8.

Des différences significatives ($p < 0,05$) ont été observées entre les saisons quel que soit le site. En effet la valeur moyenne de l'indice Zn mesurée chez les moules du site S1 atteint le niveau le plus élevé en automne ($18,31 \pm 9,60$ mg/kg de poids sec) et le plus faible en printemps ($5,80 \pm 1,33$ mg/kg de poids sec). Au niveau du site S2, nous constatons une augmentation significative ($p < 0,05$) en hiver, atteignant ($16,30 \pm 0,16$ mg/kg de poids sec) et une diminution significative ($p < 0,05$) en printemps et en été avec $2,49 \pm 0,21$ et $2,19 \pm 0,46$ mg/kg de poids sec, respectivement.

Les valeurs moyennes de l'indice Pb mesurées chez les moules du site S1 augmentent significativement ($p < 0,05$) en automne ($0,97 \pm 0,42$ mg/kg de poids sec) et diminuent en été ($0,1 \pm 0,005$ mg/kg de poids sec) ; tandis que ces valeurs augmentent significativement ($p < 0,05$) au printemps ($1,17 \pm 0,05$ mg/kg de poids sec) et diminuent en été ($0,30 \pm 0,06$ mg/kg de poids sec) pour le site S2.

Les valeurs moyennes de l'indice Ni mesurées chez les moules du site S1 augmentent significativement ($p < 0,05$) en été ($2,79 \pm 0,73$ mg/kg de poids sec) et diminuent en automne ($1,32 \pm 0,79$ mg/kg de poids sec), en revanche pour le site S2 nous enregistrons une hausse significative ($p < 0,05$) en automne ($3,61 \pm 0,20$ mg/kg de poids sec) et une baisse significative ($p < 0,05$) en printemps et en été avec respectivement ($0,16 \pm 0,02$ et $0,60 \pm 0,07$ mg/kg de poids sec).

Les valeurs moyennes de l'indice Fe mesurées chez les moules du site S1 diminuent significativement ($p < 0,05$) au printemps, arrivant à ($3,7 \pm 1,07$ mg/kg de poids sec) et augmentent en automne ($7,64 \pm 5,11$ mg/kg de poids sec). Par contre, ces valeurs augmentent significativement ($p < 0,05$) en été sur le site S2 ($6,61 \pm 0,41$ mg/kg de poids sec) et diminuent en hiver et au printemps ($3,77 \pm 0,41$ et $3,79 \pm 0,47$ mg/kg de poids sec), respectivement ($p < 0,05$).

Les valeurs moyennes de l'indice Cu mesurées chez les moules du site S1 augmentent significativement ($p < 0,05$) en automne ($0,56 \pm 0,12$ mg/kg de poids sec) et diminuent en hiver ($0,19 \pm 0,04$ mg/kg de poids sec). Tandis que ces valeurs restent stables pendant l'hiver et l'été sur le site S2 ($0,11 \pm 0,02$ mg/kg de poids sec) et augmente significativement en automne ($0,16 \pm 0,01$ mg/kg de poids sec).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

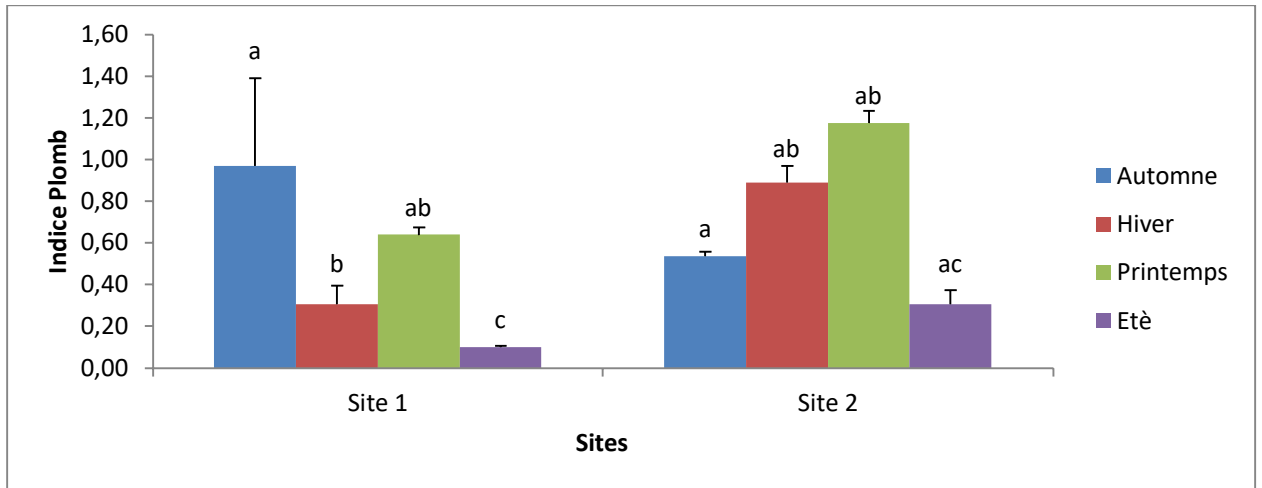


Fig. 2.24 : Variations saisonnières de l'indice Plomb dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

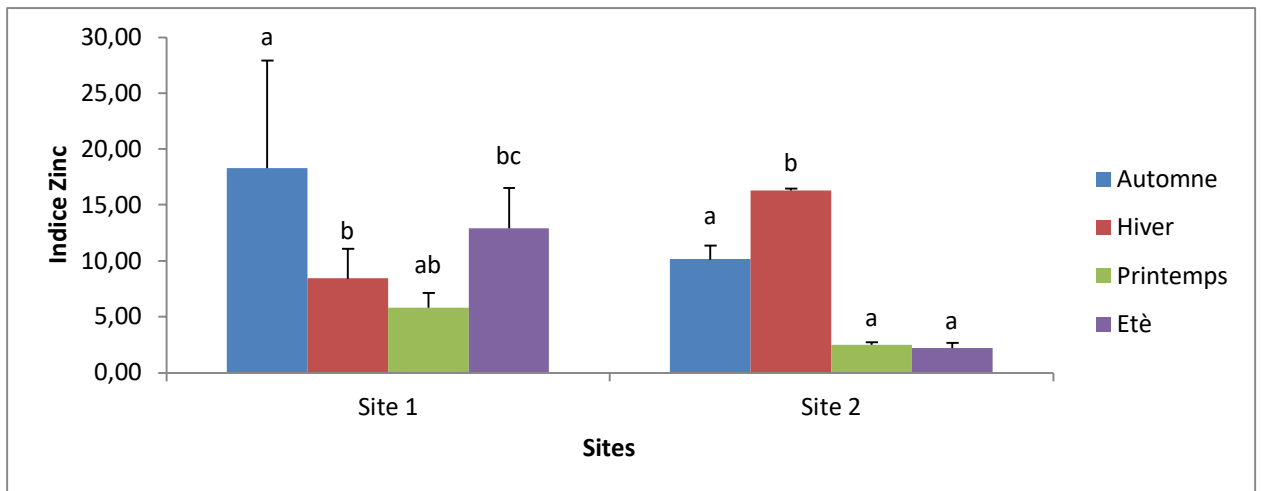


Fig. 2.25 : Variations saisonnières de l'indice Zinc dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

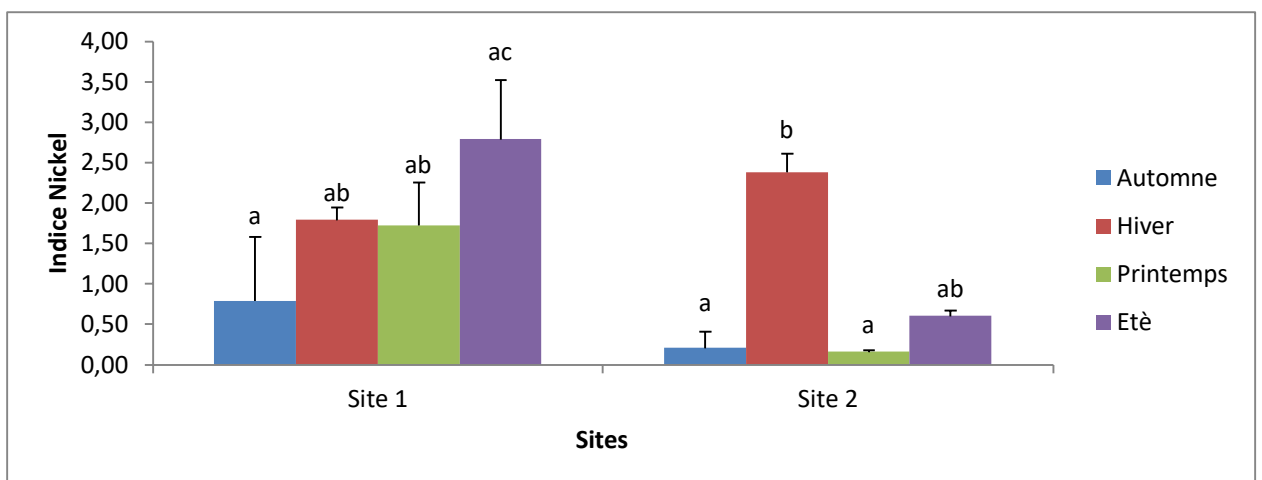


Fig. 2.26 : Variations saisonnières de l'indice Nickel dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

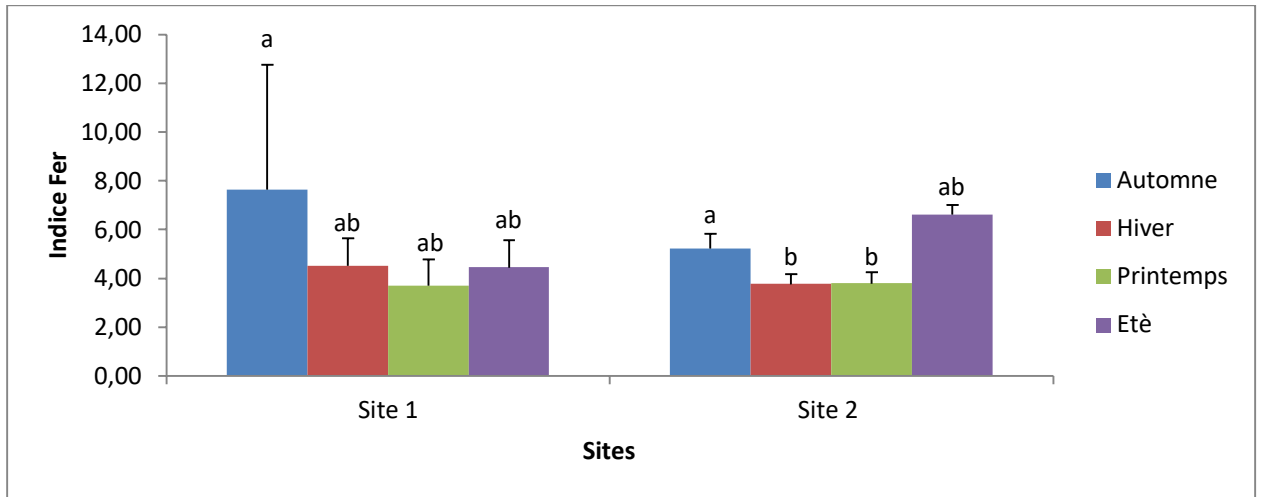


Fig. 2.27 : Variations saisonnières de l'indice Fer dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

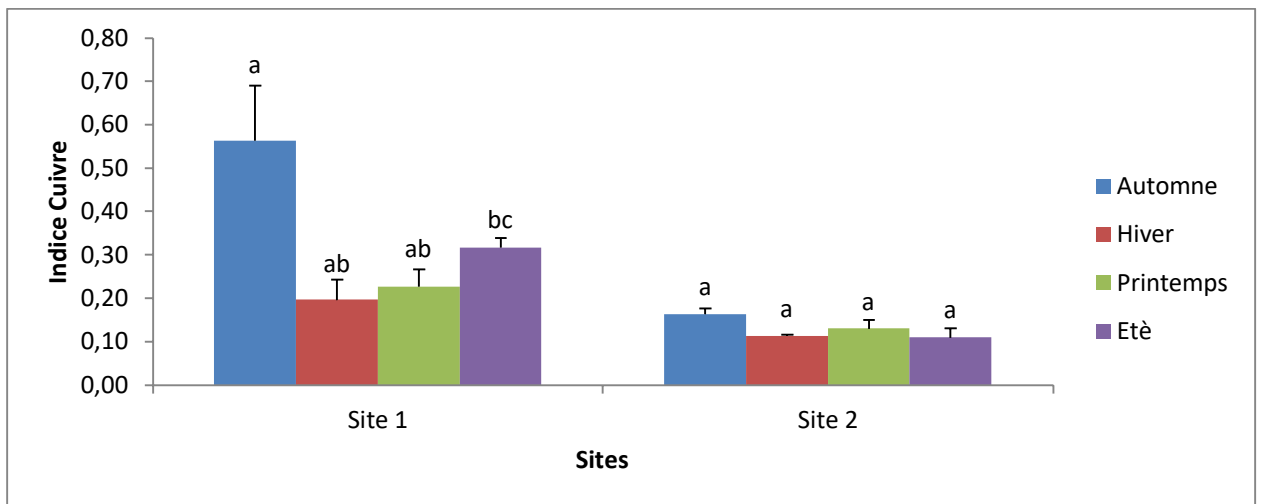


Fig. 2.28 : Variations saisonnières de l'indice Cuivre dans les tissus de *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

Tab. 2.8 : Etude comparative Inter saisons des variations annuelles des indices métalliques moyens (mg/kg poids sec tissus) chez *Mytilus galloprovincialis* des sites S1 et S2 (Moyenne ± ES, n=12)

Sites	Saisons	Indice Pb	Indice Zn	Indice Ni	Indice Fe	Indice Cu
Site 1	A	0,97 ± 0,42	18,31 ± 9,60	1,32 ± 0,79	7,64 ± 5,11	0,56 ± 0,12
	H	0,30 ± 0,08	8,41 ± 2,68	1,79 ± 0,15	4,51 ± 1,12	0,19 ± 0,04
	P	0,64 ± 0,03	5,80 ± 1,33	1,72 ± 0,53	3,7 ± 1,07	0,22 ± 0,04
	E	0,1 ± 0,005	12,92 ± 3,58	2,79 ± 0,73	4,45 ± 1,11	0,31 ± 0,02
Site 2	A	0,53 ± 0,02	10,14 ± 1,23	3,61 ± 0,20	5,23 ± 0,59	0,16 ± 0,01
	H	0,89 ± 0,08	16,30 ± 0,16	2,38 ± 0,23	3,77 ± 0,41	0,11 ± 0,02
	P	1,17 ± 0,05	2,49 ± 0,21	0,16 ± 0,02	3,79 ± 0,47	0,13 ± 0,02
	E	0,30 ± 0,06	2,19 ± 0,46	0,60 ± 0,07	6,61 ± 0,41	0,11 ± 0,02

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.5. Corrélation entre les concentrations de métaux et les indices métalliques

La bioaccumulation des métaux dans les moules dépend en partie de l'abondance et de la biodisponibilité des métaux dans leur environnement proche. Dans ce contexte, la corrélation entre les indices métalliques et les concentrations des métaux mesurées chez *Mytilus galloprovincialis*, provenant des sites S1 et S2 a été établie dans les tableaux 2.9 et 2.10.

Tab .2.9 : Corrélation entre indices métalliques et concentrations des métaux chez *M. galloprovincialis* du Site 1.

	Pb	Zn	Ni	Fe	Cu
Indice Pb	0,75	-0,03	-0,81	-0,58	-0,25
Indice Zn	-0,03	0,10	0,15	0,28	0,23
Indice Ni	-0,48	-0,04	0,28	0,07	0,46
Indice Fe	-0,10	0,19	0,06	0,05	0,28
Indice Cu	0,27	-0,01	-0,01	0,51	0,51

Corrélations de Spearman sont significatives à $p < 0,05$ (coefficients en rouge)

Tab. 2.10 : Corrélation entre indices métalliques et concentrations des métaux chez *M. galloprovincialis* du Site 2.

	Pb	Zn	Ni	Fe	Cu
Indice Pb	0,78	0,36	-0,35	-0,33	0,34
Indice Zn	-0,16	0,86	0,64	-0,87	-0,65
Indice Ni	-0,76	0,57	0,93	-0,64	-0,95
Indice Fe	-0,70	-0,57	0,20	0,33	-0,26
Indice Cu	-0,42	0,01	0,28	-0,31	-0,27

Corrélations de Spearman sont significatives à $p < 0,05$ (coefficients en rouge)

L'analyse de corrélation a montré des valeurs significativement positives ($p < 0,05$) entre les concentrations de Pb et l'indice métallique du Pb dans les deux sites (0,75 et 0,78 respectivement) et entre les concentrations du Zn et l'indice métallique du Zn au site S2 (0,86). Nous enregistrons aussi une corrélation significativement positive entre les concentrations du Ni et l'indice métallique du Ni au site S2 (0,93). Le test de SPEARMAN a montré qu'il y'a une corrélation significativement négative entre les concentrations du Fe et l'indice métallique du Zn (0,87) dans le site S2, et une autre corrélation significativement négative entre les concentrations du Cu et l'indice métallique du Ni dans le même site.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

2.6. Indices sur le risque sanitaire

2.6.1. Apport hebdomadaire alimentaire estimé (EWI)

Les valeurs estimées de l'apport hebdomadaire (EWI) sont présentées dans le Tableau 2.11. Les résultats obtenus à comparer avec l'apport hebdomadaire tolérable provisoire recommandé (PTWI) (Dose hebdomadaire tolérable provisoire) suggèrent que les EWI des trois ETM Zn, Cu, Fe liés à la consommation de *Mytilus galloprovincialis* quelle que soit la saison, pour un adulte pesant 60 kg et consommant 154 g de moules par semaine, étaient tous inférieurs à la limite fixée par la réglementation internationale. En ce qui concerne le Pb, les EWI calculés étaient tous inférieurs à un PTWI égale à 0,025 mg/semaine/kg poids corporel (Bat et *al.*, 2018).

Tab. 2.11 : Comparaison saisonnière entre valeurs recommandées (PTWI) et apports hebdomadaires estimés (EWI) pour *M. galloprovincialis* collectée dans les sites S1 et S2.

Sites	ETM	EWI				PTWI (a)	PTWI (b)
		Automne	Hiver	Printemps	Été		
S1	Pb	0,0350	0,5320	0,2633	0,0117	0,025	1,5
	Zn	0,0193	0,6021	0,2167	0,0083	7	420
	Fe	0,0210	0,2369	0,1566	0,0114	5,6	336
	Cu	0,0059	0,4452	0,3138	0,0162	4	240
S2	Pb	0,0234	0,4386	0,2682	0,0079	0,025	1,5
	Zn	0,0589	1,0016	0,2624	0,0088	7	420
	Fe	0,0916	0,1818	0,3179	0,0111	5,6	336
	Cu	0,0295	0,1724	0,4273	0,0103	4	240

(EWI : apport hebdomadaire estimé ; PTWI (a) : Dose hebdomadaire tolérable provisoire ; PTWI (b) : Dose hebdomadaire tolérable provisoire pour un adulte de 60Kg).

2.6.2. Quotient de danger cible (THQ) et quotient de danger total cible (TTHQ)

Les résultats obtenus du quotient de danger (THQ) et du quotient de danger total (TTHQ) sont présentés dans le tableau 2.12. Les valeurs moyennes des THQ au niveau des deux sites S1 et S2 de tous les ETM, quelle que soit la saison, étaient inférieures à la dose de référence orale (RfD) sauf pour le plomb en Hiver. Les valeurs moyennes du TTHQ sont inférieures à 1 au niveau des deux sites pour tous les ETM.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

Tab. 2.12 : Quotient de danger (THQ) et quotient de danger total (TTHQ) associés à la consommation de moules sauvages par des adultes sur les sites S1 et S2.

Sites	ETM	THQ				RfD
		Automne	Hiver	Printemps	Eté	
S1	Pb	1,27E-03	1,94E-02	9,58E-03	4,26E-04	0,00357
	Zn	7,02E-04	2,19E-02	7,88E-03	3,03E-04	0,3
	Fe	7,65E-04	8,62E-03	5,70E-03	4,15E-04	0,7
	Cu	2,14E-04	1,62E-02	1,14E-02	5,89E-04	0,04
	TTHQ	2,95E-03	6,61E-02	3,46E-02	1,73E-03	
S2	Pb	8,52E-04	1,60E-02	9,76E-03	2,87E-04	0,00357
	Zn	2,14E-03	3,64E-02	9,54E-03	3,20E-04	0,3
	Fe	3,33E-03	6,61E-03	1,16E-02	4,03E-04	0,7
	Cu	1,07E-03	6,27E-03	1,55E-02	3,76E-04	0,04
	TTHQ	7,40E-03	6,53E-02	4,64E-02	1,39E-03	

RfD : Dose de référence orale (USEPA, 2019)

2.6.3. Risque de cancer au cours de la vie (RC)

Les résultats obtenus du risque de cancer au cours de la vie (RC) sont présentés dans le tableau 2.13. Ces résultats révèlent que toutes les valeurs liées au plomb étaient inférieures à 10^{-5} (Marengo et al., 2018) dans les deux sites S1 et S2 quel que soit la saison. Ceci est dû aux niveaux de consommation très bas des moules dans cette région.

Tab. 2.13 : Comparaison saisonnière entre facteur de risque de cancer (RC) et facteur de pente cancérigène par voie orale (CPSo) de la base de données du système intégré d'information sur les risques (USEPA, 2019) pour *M. galloprovincialis* des sites S1 et S2.

Sites	ETM	RC				RfD	CPSo
		Automne	Hiver	Printemps	Eté		
S1	Pb	3,86E-08	2,13E-08	2,32E-08	6,49E-09	0,00357	0,0085
S2		2,59E-08	6,50E-08	1,01E-07	3,26E-08		

CPSo du Pb estimé à $8,5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/jour (Köşker et al., 2022).

2.6.4. Taux limite de consommation (CR_{lim})

Afin de protéger la santé du consommateur, le calcul du taux limite de consommation "CR_{lim}" est recommandé, pour l'ensemble des métaux traces analysés. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 2.14. On observe que la quantité permise à la consommation est plus élevée chez les moules prélevées au niveau des deux sites S1 et S2 pendant l'automne et l'été quel que soit le métal.

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

Tab. 2.14 : Comparaison saisonnière entre taux limite de consommation "CRLim" et dose de référence orale (RfD) de *M. galloprovincialis* provenant des sites S1 et S2.

Sites	ETM	CRLim				RfD
		Automne	Hiver	Printemps	Etè	
S1	Pb	0,016	0,001	0,002	0,047	0,00357
	Zn	2,394	0,077	0,213	5,556	0,3
	Fe	5,128	0,455	0,689	9,459	0,7
	Cu	1,048	0,014	0,020	0,380	0,04
S2	Pb	0,023	0,001	0,002	0,070	0,00357
	Zn	0,785	0,046	0,176	5,248	0,3
	Fe	1,177	0,593	0,339	9,722	0,7
	Cu	0,209	0,036	0,014	0,596	0,04

2.7. Discussion

Les paramètres biométriques et l'indice de condition sont souvent utilisés en biologie et en biosurveillance (Casas, 2005). Ces indices constituent des indicateurs intégrés des conditions physiologiques des mollusques bivalves et reflètent les effets de la pollution et de la qualité du biotope auxquels ils sont exposés au cours de leurs développement (Orban *et al.*, 2002; Rouane-Hacene, 2013).

Des malformations et perturbations ont été subies par les populations de moules, localisées au niveau des deux sites d'échantillonnage. Ces constats ont été mentionnés grâce à l'évolution des critères morphologiques de l'animal et ceux de sa croissance ; donc il est primordial d'étudier les variations de la longueur, la hauteur et l'épaisseur de la coquille de la moule.

D'après les résultats de notre étude, nous avons constaté que les valeurs moyennes annuelles de la longueur (L), de la hauteur (H) et de l'épaisseur (E) de la coquille des moules sont significativement plus élevées chez les moules du site S2 par rapport à celles du site S1. Ainsi les valeurs de ces paramètres (L, H et E) se présentent sous l'ordre décroissant suivant : site S2 > site S1. Les valeurs moyennes les plus élevées des paramètres (L, H, ou E), du site (S1) sont enregistrés en automne et en été et les plus basses en hiver. On remarque par contre que la longueur et la hauteur moyennes de la coquille de la moule échantillonnée du site S2 diminuent de manière significative en hiver, et augmentent en été.

L'étude des variations de l'indice de condition (IC) nous a permis d'évaluer l'état de santé des moules provenant des deux sites d'étude. Nous avons remarqué que la valeur moyenne annuelle

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

de l'IC des moules du site S2 est significativement plus élevée par rapport à celles des IC des moules du site S1. L'indice de conditions chez les moules en provenance du site S1 augmente significativement en été, et diminue aux autres saisons où l'on enregistre en effet les valeurs moyennes les plus faibles. Par ailleurs, au niveau du site S2, les valeurs moyennes de l'IC augmentent significativement ($p < 0,05$) en hiver et en printemps.

Le suivi des résultats des paramètres biométriques et l'IC de *M. galloprovincialis* prouvent que la croissance des moules du site Oued Elma Kristel (S2) est plus importante que celle des moules du site S1.

Certaines études ont montré que la croissance des moules pouvait dépendre de plusieurs facteurs abiotiques et biotiques. Les variations annuelles de l'IC des bivalves sont naturelles et résultent de divers facteurs tels que la température, la salinité, les concentrations d'oxygène, la disponibilité des aliments, les changements dans les cycles de reproduction (Çelik et al., 2012; Gvozdenović et al., 2020). Compte tenu du fait que les moules sont de bons exemples parmi les bivalves ayant une stratégie de reproduction souple, ajustant leur cycle en fonction des conditions environnementales dominantes (Gosling, 2003), il n'est pas rare que les IC chez les moules d'une même localité varient d'une année à l'autre. Les variations spatiales et temporelles de l'IC des moules sont évidentes, et des résultats assez similaires sont obtenus par d'autres travaux de recherche (Rouane-Hacene, 2013; Benali et al., 2015; Guendouzi, 2019; Rouabhi, 2020).

D'après les résultats de notre étude, cette forte croissance observée chez les moules du site S2 durant la saison hivernale pourrait être liée à la richesse de ce dernier en matières organiques. Certains travaux de recherches ont déjà montré que la croissance des mollusques filtreurs pouvait être corrélée à la disponibilité en nourriture, exprimée en quantité de matières organiques particulières (Rouane-Hacene et al., 2015). Notre travail a permis de mettre en évidence des taux significativement plus élevés en MES dans les eaux côtières de la baie de Oued Elma à Kristel (S2) ; ce qui constitue un apport important en nutriments pour les moules de ce site tout au long de l'année. Cette forte teneur en MES pourrait provenir majoritairement des principaux rejets anthropogéniques côtiers de l'agglomération oranaise, dont les émissaires des eaux usées sans traitement qui sont situés à l'Est du port de Kristel et la zone industrielle d'Arzew (Rouane-Hacene, 2013). Durant la saison froide, les conditions environnementales semblent être particulièrement favorables pour permettre une bonne croissance de ces bivalves. Les travaux de Dauvin, (2002) ont montré qu'en cette saison, les eaux pouvaient être caractérisées par une concentration maximale en biomasse planctonique. Les résultats enregistrés dans ce travail sont

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

similaires à ceux trouvés par nos chercheurs dans le site de Kristel (Rouane-Hacene, 2013; Guendouzi et al., 2018).

Par ailleurs, l'indice de condition chez *M. galloprovincialis* provenant du site (S1) enregistre des variations moyennement élevées par rapport à celles du site (S2) ; cela est probablement dû à la présence d'une importante concentration de polluants provenant du complexe GL2Z, ajoutant à cela la faible concentration en phosphates (1,17 mg/L). Cette pauvreté en phosphates, dans le milieu ne favorise pas le développement des espèces planctoniques dont la croissance dépend en partie de la présence de cet élément (Mélila et al., 2012) .

En conclusion, les moules prélevées au niveau du site S1 présentaient des valeurs de paramètres biométriques et d'IC relativement faibles, par rapport à ceux du site S2, témoignant d'une faible croissance de ces bivalves dans les conditions environnementales spécifiques du site S1. Il est important de noter que ces paramètres atteignaient leurs valeurs les plus élevées pendant la saison chaude et les plus basses pendant les autres saisons. Les bivalves du site (S1), ont des aptitudes physiologiques et une croissance limitée et très lente, cela revient au caractère mésotrophe des eaux de cette région et à la présence importante des hydrocarbures et polluants dans ce milieu. Certains auteurs ont remarqué que différentes populations autochtones exposés à la pollution marine pouvaient causer une croissance lente (Soto et al., 2000; Rouane-Hacene et al., 2015; Benali et al., 2015; Touahri-Gherras et al., 2016; Guendouzi et al., 2018; Rouabhi et al., 2019). En outre, alors que la variabilité de l'indice de condition est souvent attribuée à des changements dans la disponibilité des aliments ou les cycles de gamétogenèse, elle peut également être associée à des événements de stress chimique impliquant une perte de poids des tissus corporels, qui est associée à la mobilisation des réserves d'énergie pour la détoxification (Orban et al., 2002; Çelik et al., 2012; Gvozdenović et al., 2020).

Des modifications de la physiologie et du comportement de ce bivalve peuvent influencer sur sa capacité à bioaccumuler les polluants et les ETM. Il existe probablement des facteurs biologiques qui influencent la quantité des métaux bioaccumulés par les moules au cours des différentes saisons. Ces facteurs peuvent inclure des éléments tels que le cycle de reproduction, le métabolisme, le développement et l'âge. De plus, certains facteurs environnementaux peuvent jouer un rôle, tels que la température, la salinité et les nutriments (Amiard-Triquet et al., 1999; Benali et al., 2015; Rouabhi et al., 2019).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

Pour le suivi des variations saisonnières de la bioaccumulation et de la biodisponibilité des ETM (Pb, Zn, Ni, Fe et Cu) chez *M. galloprovincialis*, au niveau des deux sites (S1, S2), on remarque que la concentration des ETM bioaccumulés dans les tissus de la moule, était plus élevée au niveau du site S2 (Oued Elma Kristel) qu'au niveau du site S1 (complexe industriel GL2Z). Par ailleurs, si on compare ces concentrations moyennes en métaux lourds enregistrées chez la moule avec la dose hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI), il apparaît que les teneurs en Zn, Cu, et Fe ne constituent pas un danger pour le consommateur, vu qu'elles restent inférieures aux doses maximales admissibles recommandées par (FAO/WHO, 2011). En revanche, on a enregistré un dépassement de la PTWI pour le plomb (5 mg/kg poids sec) seulement.

Toutefois, la biodisponibilité des métaux, correspondant aux valeurs des indices métalliques, étaient plus élevée au niveau du site S2 qu'au niveau du site S1. Cette biodisponibilité suit les mêmes tendances que les teneurs métalliques pour l'ensemble des saisons dans les deux sites.

Les niveaux supérieurs de bioaccumulation des ETM ont été atteints par les moules du site (S1), en particulier pour les éléments (Zn, Ni et Cu) avec un indice de condition important. En outre, la biodisponibilité de ces ETM est significativement élevée dans les eaux de la baie d'Oued Elma par rapport au site S1. Cette augmentation en éléments traces métalliques pourrait provenir des rejets des eaux usées urbaines et industrielles de la région d'Arzew (Complexe gaziers, Raffinerie et usines pétrochimiques), qui se déversent au niveau du golfe d'Arzew. Également, la forte concentration de matières organiques dans ces effluents pourrait constituer un vecteur privilégié pour les métaux, qui pourraient s'accumuler indirectement dans les tissus des organismes aquatiques (Ozdemir et *al.*, 1998; Rouane-Hacene, 2013; Chafaa, 2015). Tout de même, les moules sont capables de filtrer des grands volumes d'eau (0,2 à 5L/H) pour répondre à leurs besoins nutritionnels et respiratoires (Rouane-Hacene, 2013). Ainsi, ces mollusques peuvent accumuler dans leurs tissus, des concentrations importantes de polluants chimiques présents dans l'eau ou le phytoplancton, dont les métaux lourds avec un facteur de bioconcentration de l'ordre 10^3 à 10^5 par rapport à l'eau environnante, sans subir d'effets létaux (Rouane-Hacene et *al.*, 2015; Guendouzi, 2019).

On note aussi la présence des taux élevés de zinc dans les zones portuaires tel le quai de chargement du site S1 ; cela est dû à la décomposition des anodes utilisées pour protéger les coques des bateaux contre la corrosion ou peut-être à certaines peintures utilisées pour protéger les navires contre l'encrassement relarguent le zinc (Casas, 2005).

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

Les résultats obtenus dans cette étude, ont montré que la bioaccumulation du zinc était la plus importante dans les tissus des moules échantillonnées par rapport aux autres éléments : Pb, Ni, Fe et Cu. Ces observations sont proches de celles déjà déduites par autres travaux (O'Connor, 1998 ; Angelo *et al.*, 2007 ; Fahmy & Sayed, 2017; Azizi *et al.*, 2018 ; Guendouzi *et al.*, 2018). En raison de sa biodisponibilité, de son implication dans de nombreux processus biologiques et de sa bioaccumulation dans les tissus des organismes sous forme dissoute dans l'eau ou par ingestion d'aliments contaminés, le zinc est important pour les moules (Wang, 2002). Cependant, il peut s'avérer nuisible lorsque sa concentration dépasse un certain seuil (Saher & Kanwal, 2019).

Les résultats obtenus dans cette étude ont montré que les moules résidant dans le site Oued Elma Kristel (S2), pourraient être exposées à une pollution métallique, qui pourrait modifier leur croissance et affecter leurs capacités physiologiques. En dépit d'un indice de condition et de paramètres biométriques élevés, les niveaux de bioaccumulation métallique pouvaient atteindre des valeurs significativement hautes. De nombreuses études ont montré que les concentrations de différents contaminants métalliques dans les moules varient en fonction de leur taille. Les petites moules ont tendance à avoir des concentrations plus élevées de ces polluants que les grands individus (O'Connor, 1998). Les teneurs en zinc, nickel et plomb dans la chair des moules de cette zone rurale de la région de Kristel sont élevées.

Par ailleurs, on a observé que les niveaux de bioaccumulation des ETM chez les moules du site S2 suivaient les mêmes variations que la biodisponibilité de métaux. Cependant, la biodisponibilité du zinc, nickel et plomb exprimée par les indices métalliques (IM) est significativement élevée dans le site S2 par rapport au site S1. La pollution métallique du site S2 provient probablement des rejets d'eaux usées domestiques des villages localisés dans cette région, ainsi que des eaux de ruissellement des terres agricoles. Les nombreux engrais chimiques et pesticides utilisés en agriculture contiennent un certain nombre d'éléments métalliques que l'on peut retrouver dans les eaux marines, ajoutant à cela les eaux de ruissèlements qui se déversent des montagnes de Sidi Ben Yabka où se trouve un gisement minier de marbre pas loin du village. De nombreuses études ont montré que la contamination par les métaux pouvait provoquer des mécanismes de détoxification énergivores chez les mollusques bivalves et la fermeture de leurs valves, ce qui conduirait à une réduction significative de leur croissance (Rouane-Hacene *et al.*, 2015; Rouabhi *et al.*, 2019). On observe que les variations saisonnières des teneurs des différents métaux suivent celles des indices métalliques quel que soit le site. Des recherches antérieures ont montré que les saisons jouent un rôle important dans l'accumulation de métaux dans les moules (Casas, 2005), et

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

qu'il existe un maximum hivernal et un minimum estival chez diverses espèces de bivalves tels que *Mytilus edulis*, *Mytilus californianus*, *Mytilus galloprovincialis* (Goldberg et al., 1983).

Certains chercheurs établissent que la reproduction, le développement et la croissance des bivalves dépendent de l'intensité de stockage des réserves, qui varient saisonnièrement pour des raisons principalement physiologiques (Goldberg, 1975; Cossa, 1989; Amiard et al., 2004). Selon Rouabhi et al, (2019), le phénomène de bioaccumulation des métaux lourds chez *M. galloprovincialis* pourrait être maximal avant la reproduction et minimal après la ponte lorsque les réserves ont été épuisées au cours de la gamétogenèse. Selon Richon (2017), les eaux de mer en saison hivernale peuvent être enrichies en nutriments grâce à la production de phytoplancton qui pourrait être contaminé par les métaux relâchés par les sédiments et ceux issus des rejets urbains. Ces nutriments peuvent contaminer les moules pendant le stockage et provoquer une augmentation de la teneur en métaux dans leurs tissus.

On note également des concentrations élevées du fer et du cuivre pendant l'été au niveau du site S1, et du plomb pendant le printemps pour le site S2 ; cela est dû probablement à une augmentation de la pollution dans les rejets, des eaux usées domestiques et industrielles générées pendant la période de démarrage ou l'arrêt des trains de liquéfaction du gaz naturel (Site S1), ainsi qu'à une augmentation des teneurs en Pb atmosphérique libérées par le trafic routier. Les retombées atmosphériques sont une source directe de contamination, tandis que le ruissellement de l'eau et l'activité fréquente de navigation dans la région contribuent également à la contamination (Kime, 1998; Krenkel, 2012).

Pendant leur présence annuelle sur les sites, les moules ingèrent des particules contaminées par des métaux lourds ; ceci peut conduire à un risque potentiel pour la santé du consommateur. Les résultats des apports hebdomadaires estimés (EWI) en zinc, en fer et en cuivre étaient inférieurs aux valeurs de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) au niveau du site S1 (Tab.2.11) ; ceci peut montrer qu'aucun de ces éléments ne présente un risque pour la santé publique de la région. Les taux élevés de zinc peuvent provoquer des dysfonctionnements rénaux, pulmonaires, hépatiques, squelettiques, de l'infertilité et différents cancers (Ke et al., 2015). Par conséquent, au niveau des deux sites, les valeurs de (EWI) en plomb ont enregistré un dépassement de PTWI pendant les deux saisons hivernale et printanière. En 2011, l'OMS et la FAO rapportent qu'un apport de $4,41 \mu\text{g.kg}^{-1}$ par semaine en Pb peut causer des maladies rénales chroniques chez les adultes. Ils ont indiqué également, que sur la base de l'analyse des données épidémiologiques, que la consommation même des repas conformes à la valeur PTWI fournie pour le Pb est associée à

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

une augmentation de la pression artérielle systolique chez les adultes et à une perte du quotient intellectuel et des effets négatifs sur le développement neurologique chez les enfants. Les adultes absorbent dans leur alimentation quotidienne une moyenne variant entre 0,02 et 3,7 µg de Pb par kg de masse corporelle. Avec un niveau d'exposition de 0,14 µg.kg⁻¹ par semaine, il est difficile de dire que le risque de consommation de la moule est susceptible de provoquer des effets néfastes mesurables sur la santé humaine (FAO/WHO, 2011). Par conséquent, la valeur de PTWI pour le Pb n'a pas été considérée comme protectrice pour la santé et a donc été renoncée, et depuis lors, il n'a pas été possible de formuler une nouvelle PTWI pouvant être considérée comme protectrice pour la santé (Kosker, 2020).

Même si l'indice du quotient de danger (THQ) n'offre pas une valeur directe et définitive des risques pour la santé du consommateur exposé aux polluants métalliques, il s'agit d'un indicateur utile pour déterminer le danger potentiel (Traina *et al.*, 2019). Une valeur de THQ >1 indique que la quantité de métal ingérée est supérieure ou égale à la dose de référence orale (RfD) (Yi *et al.*, 2011; USEPA, 2019). Cela suggère que le métal en cause présente un risque pour le consommateur. Dans notre étude, les valeurs du THQ de tous les métaux étaient inférieures à la valeur seuil (<1) au niveau des deux sites sauf pour le plomb qui a enregistré un dépassement de la (RfD) pendant l'hiver (Tab.2.12). Les risques de développer des effets non cancérogènes liés à l'exposition individuelle à chaque ETM ne sont pas considérables (USEPA, 2000; Köşker *et al.*, 2022). D'après des études de Li *et al.*, (2013), des valeurs élevées de THQ augmentent le risque d'effets délétères non cancérogènes sur l'organisme humain et vice-versa. Le TTHQ indique le risque non cancérogène total pour tous les éléments étudiés. Une valeur de TTHQ >10 indique qu'il y a des risques non cancérogènes mais qui peuvent causer des problèmes de santé pour le consommateur (Köşker *et al.*, 2022). Nos résultats montrent que tous les échantillons de moules ne représentent aucun risque non cancérogène pour les enfants et les adultes dans les deux sites S1 et S2 (Tab.2.12).

Pour évaluer les risques de cancer pour le consommateur ayant ingéré des moules contaminées, des valeurs RC ont été calculées pour le plomb au niveau des deux sites S1 et S2. Par ailleurs, un RC supérieur à 10⁻⁶ est considéré comme représentatif d'un risque faible et un RC compris entre 10⁻⁶ et 10⁻⁴ est considéré comme modéré (USEPA, 2000). Les valeurs des RC de cette étude sont toutes supérieures à 10⁻⁶ (Tab.2.13) pour les échantillons de moules (*M galloprovincialis*) des sites S1 et S2. Cela signifie qu'il n'existe aucun risque de cancer suite à la consommation des moules capturées pour ces zones. Par ailleurs, il n'y a aucune preuve d'un seuil en dessous duquel

Chapitre 2 : Paramètres Biométriques, Indice de condition, Biodisponibilité et Bioaccumulation des ETM chez *Mytilus galloprovincialis* et Risque pour la santé humaine.

l'ingestion de ces métaux ne peut présenter de danger, de sorte que toute exposition à ces ETM toxiques non essentiels devrait être considérée comme dangereuse (Copat *et al.*, 2012). Puisque la limite de consommation quotidienne (CRLim) est en fait la limite maximale sans effets nocifs et non cancérigènes (Hosseini *et al.*, 2013), on peut donc affirmer que plus la concentration de métaux lourds dans notre espèce étudiée de moules est faible, plus la limite de consommation est élevée. Dans cette recherche, le taux limite de consommation le plus élevé pour les adultes a été observé pour les deux métaux (Pb et Cu) au niveau des deux sites quel que soit la saison (Tab.2.14). Ces résultats sont également en accord avec les résultats obtenus par Guendouzi (2019) au niveau de littoral algérien.

L'estimation des risques pour la santé humaine dans cette étude n'inclut pas les effets d'autres aliments et d'autres contaminants, de sorte que les risques associés à l'exposition aux polluants et aux articles contenant des ETM peuvent être plus importants. Les données peuvent être supérieures à ce qui a été calculé. Par ailleurs, la consommation de bivalves, bien qu'importante en été, représente une faible part de l'alimentation de la population de la région d'Oran. D'après les statistiques menées par le Ministère de la pêche et des ressources halieutiques (MPRH) (FAO, 2020), il y a de bonnes nouvelles pour les pêcheurs et les aquaculteurs en Algérie : l'effort de pêche et l'aquaculture devraient tous les deux augmenter dans les années à venir de manière à préserver la ressource halieutique. Il est important de surveiller les niveaux de pollution, en générale, et des éléments traces métalliques, en particulier, dans les produits de la pêche et de l'aquaculture pour évaluer les risques potentiels liés à leur consommation.

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication intitulée « The Mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia Mytilidae) a bioindicator of metallic pollution on the Algerian West Coasts » en 2021. Biodiversity Journal. <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2021.12.3.663.672>

Partie III : Résultats et Discussion

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de la gazoline et simulation par le logiciel PHAST

3.1. Description de l'installation	164
3.2. Description des bacs de stockage 2130-FA/FB.....	165
3.3. Application de la méthode APR sur la section stockage de la gazoline	166
3.4. Application de la méthode HAZOP sur la section stockage et expédition de la gazoline.....	168
3.5. Cinétique des phénomènes dangereux	173
3.6. Les scénarios d'accidents retenus pour la section stockage gazoline	174
3.7. Modélisation du phénomène dangereux par PHAST	177
3.8. Discussion.....	185

3.1. Description de l'installation

La gazoline provient du fond du débutaniseur (X53-E) de chaque train du procédé. Son passage dans les débutaniseurs est la dernière étape du procédé de fractionnement. C'est à partir des hydrocarbures liquides collectés au fond, que la gazoline est récupérée ; elle est composée de 41% d'hexane, de 33% de N-Pentane et de 26% de Iso-Pentane (Pullman, 1978). Le taux de production de gazoline de chaque train varie, en fonction de la composition du gaz d'alimentation entrant dans chaque train. La production réelle de chaque train peut varier de 4,8 m³/H pour les hydrocarbures légers, 8,6 m³/H pour les hydrocarbures lourds. La production totale des six trains peut atteindre 51,6 m³/H (Pullman, 1978).

La gazoline provenant des débutaniseurs est d'abord refroidie dans l'échangeur (X62-C) avant d'être dirigée vers les bacs de stockage 2130-FA/FB. Chaque bac a une capacité de 12385 m³, soit une production dix jours (Pullman, 1978). Les pompes de transfert 2130-J/JA envoient la gazoline des bacs de stockage vers les chaudières pour y être utilisée comme combustible, ou vers le point de chargement des camions-citernes pour expédition. Il existe également une ligne d'interconnexion permettant le transfert de gazoline des bacs de stockage de GL1-Z à ceux de GL2-Z (Pullman, 1978). Le circuit de stockage et de distribution de la gazoline comprend deux bacs de stockage (2130-FA/FB), et deux pompes de transfert (Pullman, 1978)/ (Fig. 3.1).

Les bacs de stockage et les pompes de transfert sont situés dans la zone "TERMINAL" qui se trouve dans la partie nord-ouest de l'usine, à proximité du poste de chargement situé à l'est des bacs de stockage de GNL 2101-FA/FB/FC (Pullman, 1978). La gazoline peut être distribuée dans les zones du procédé et des utilités pour y être soit utilisées comme combustible dans les chaudières, soit chargée dans des camions- citernes pour expédition. Les conséquences en cas d'arrêt sur les autres sections :

- En cas d'arrêt du circuit alimentation des bacs de stockage gazoline, le produit issu des trains peut être dirigé vers la fosse par la conduite en aval du refroidisseur 162°C.
- En cas d'arrêt des pompes ou du circuit distribution, les chaudières peuvent être alimentées par gaz combustible ou gaz naturel.

Les équipements principaux du circuit de stockage et de distribution de la gazoline sont des bacs de stockage 2130-FA/FB et les pompes de transfert 2130-J/JA.

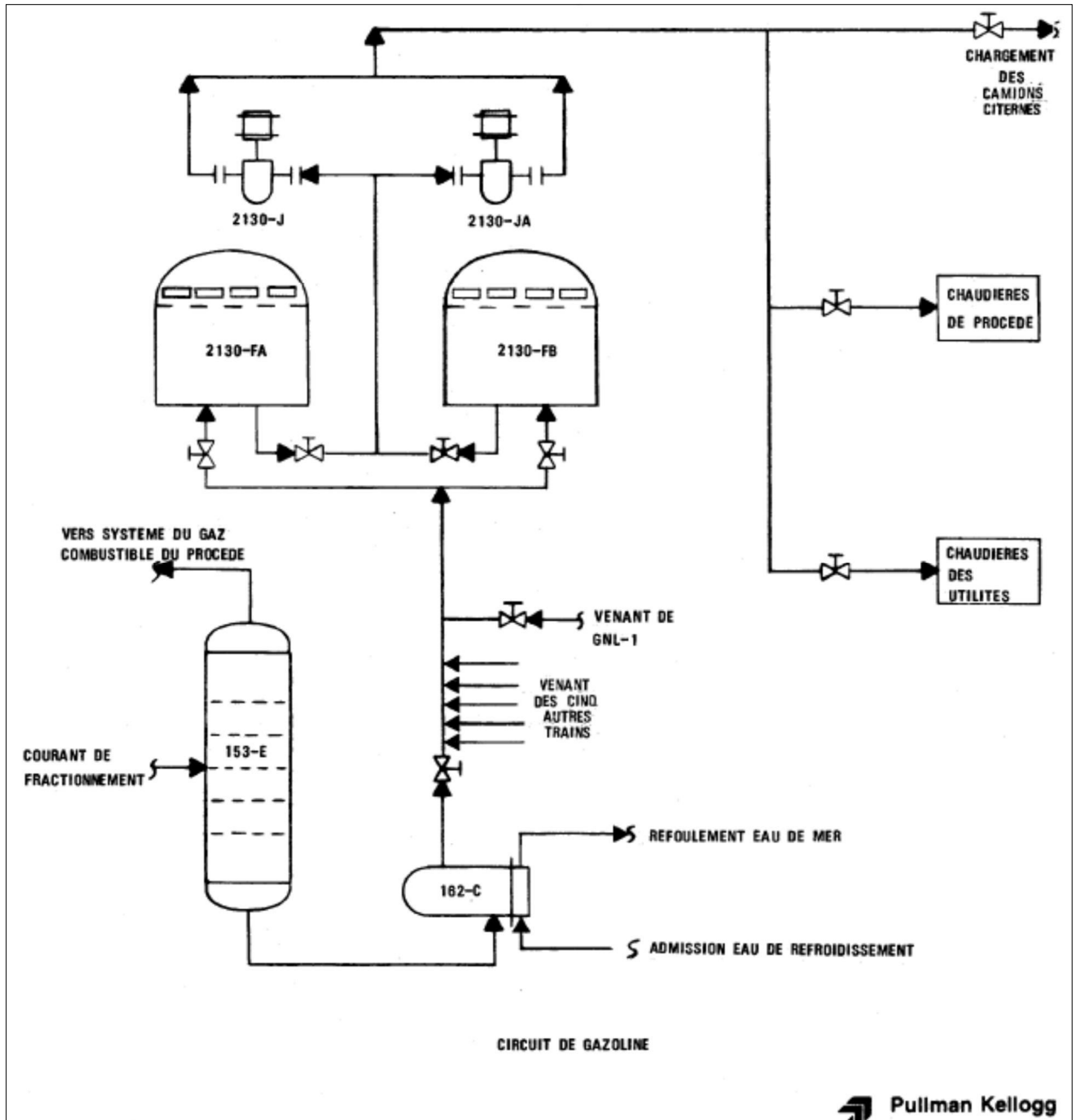


Fig. 3.1. Schéma synoptique de la production et stockage de la gazoline (C₅+).

3.2. Description des bacs de stockage 2130-FA/FB

Les bacs sont des réservoirs à simple paroi, du type hémisphérique recouvertes d'un toit supplémentaire flottant qui repose sur la surface du liquide et monte ou descend en fonction de la fluctuation du niveau du liquide. La partie supérieure du toit flottant décharge à l'atmosphère par l'intermédiaire d'évents-filtres situés autour du périmètre du fond supérieur du bac. Une rampe de pulvérisation d'eau est placée sur le toit du bac à des fins de lutte contre l'incendie. (Fig. 3.2). Les bacs de stockage présentent les caractéristiques suivantes : Diamètre : 36,3m, Hauteur : 13,7m, Capacité : 12,385 m³.



Fig. 3.2. Bacs de stockage de la gazoline (2130 FA/FB).

3.3. Application de la méthode APR sur la section stockage de la gazoline

L'application de la méthode APR nous a permis d'identifier les scénarios d'accidents majeurs qui peuvent survenir pour la section stockage de la gazoline, les mesures de maîtrise des risques et les recommandations nécessaires pour atteindre la zone ALARP ou acceptable (Tab. 3.1).

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

Tab. 3.1. Application de l'analyse préliminaire des risques (APR) sur les bacs de stockage de la gazoline (2130-FA/FB)

Section	Equipements	TAG	Evénement centrale redouté (ERC)	Détails, causes ou événements initiateurs	Phénomène dangereux	P	G	A	MMR	P	G	A	Recommandations
Stockage de la gazoline	Bacs gazoline, Pipes et accessoires	2130-FA 2130-FB	<ul style="list-style-type: none"> - Perte de confinement. - Perte d'étanchéité externe. - Débordement - Très haut niveau. - Fissures. - Bouchage. - Haute pression à l'intérieur du bac. - Basse pression à l'intérieur du bac. 	<ul style="list-style-type: none"> - Hausse de température et composition du produit ; - Défaillance instrumentation - Effets thermiques externes, - Corrosion interne - Présence des impuretés - Agressions externes (suite à des travaux) - Agressions externes (suite à des effets dominos) - Défauts d'étanchéité des accessoires (vanne, soudure, bride...). - Corrosion externe (Atmosphère saline) - Présence d'une source d'ignition. - Foudre. 	<p>UVCE FLASH FIRE FEU DE NAPPE BLEVE Dispersion d'un nuage inflammable, Roll over (déversement)</p>	2	2		<ul style="list-style-type: none"> -Révision des équipements. -PSV. - Instruments de control (transmetteurs et switches) - Détection gaz et feu - Vannes de contrôles - ESD DCS - Plan d'inspection - Plan d'intervention - Plan de maintenance - Cuvette de rétention - Procédures de sécurité - Système poudre - Systèmes mousse (GHF) -Réseau anti-incendie (Lance monitor avec articulation et rotation) -Events de secours - Caméras thermiques. 	3	2		<ul style="list-style-type: none"> -Serrage avec une clé dynamométrique ou pneumatiques (couples de serrage respectés). -Effectuer des tests d'étanchéité. Le respect de la mise en froid des pompes de transfert. - Programmer des inspections strictes EIPS. - Application rigoureuse du plan d'inspection de toutes les structures en béton et les structures métalliques (pipe rack) et le piping avec ses accessoires. -Le strict respect des procédures opératoires et des consignes de sécurité. - mettre en place un programme d'entretien et maintenance préventives des équipements - installation d'un system de détection et extinction fire and gaz.

(P : Probabilité ; G : Gravité ; A : Acceptabilité ; MMR : Mesures de maitrise des risques).

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

L'évaluation des risques est réalisée à partir de la matrice du tableau 3.1 de la partie 1.

A partir des résultats du tableau APR, on constate que la survenue des événements redoutés induit vers des conséquences accidentelles beaucoup plus graves et suite à une évaluation initiale du risque, on constate qu'il est inacceptable et nécessite une réduction vers la zone ALARP.

Après la mise en place des mesures de maîtrise préventives des risques pour la réduction de la probabilité d'occurrence ainsi que les mesures d'intervention pour la réduction de la gravité, on remarque clairement la réduction du risque vers la zone tolérable (ALARP). Des recommandations sont établies afin d'assurer que le risque résiduel soit toujours tolérable.

3.4. Application de la méthode HAZOP sur la section stockage et expédition de la gazoline

Avant de procéder à l'application de la méthode HAZOP nous avons découpé le système étudié en plusieurs nœuds pour avoir plus de détails quantitatifs. Dans ce cas, nous avons utilisé le nœud (Pompes 2130J/Ja vers Bac 2130FB). Les résultats de l'étude sont présentés dans le tableau. 3.2. Nous avons utilisé la matrice des risques du tableau 3.1 de la partie 1.

L'équipe HAZOP examine chaque élément (et, le cas échéant, sa caractéristique) pour y rechercher les déviations par rapport à l'intention de conception susceptibles d'entraîner des conséquences indésirables. Pour identifier ces déviations, elle emploie un système de questions dans lequel interviennent des « mots guides » prédéfinis. Le rôle d'un mot guide est de stimuler l'imagination, de focaliser l'étude et de soulever des idées et des discussions, de façon à augmenter les chances de réalisation d'une étude complète.

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

Tab. 3.2. Application de la méthode HAZOP sur le bac de stockage de gazoline 2130FB

HAZOP		GL2Z										
Section :		C5+										
Description		Stockage et expédition de C5+ Risque de déchirure de bac										
PID n°		54-D51-61 (Annexe 03)										
Groupe de travail		HSE (GL2Z) + INSTRUMENTATION (GL2Z) + INGENIEUR DCS (GL2Z) + INGENIEUR PROCESS + ANIMATEUR (bureau d'étude)										
Noeud	Déviation		Causes	Conséquences	Cotation			Barrières	Cotation			Recommandations
	Paramètre	Mot-clé			Pi	Gi	Ri		Pf	Gf	Rf	
Nœud N1 : Pompes 2130J/Ja vers Bac 2130-FB	Pression	Plus de	<ul style="list-style-type: none"> -Défaut de régulation de température en amont. -Envoi de gaz légers par les trains ou GL1Z. - Niveau haut suite au remplissage incontrôlé. - Défaillance du SP-2501 (situé sur la pompe 2130J/Ja empêche la surpression). 	Risque de déchirure de bac	2	2		<ul style="list-style-type: none"> -18 événements autour du bac - 2 Soupapes sur toit flottant - Redondance des (PI, PT ,TI, TT ,LI, LT). - Contrôle régulier des dispositifs de sécurité (LAH-6301/LAH-6302/SP-2501/PAL-6302/PAH-6303/PAH-6304) 	3	4		<ul style="list-style-type: none"> Mettre à jour le P&ID. -Tarage des soupapes -Télésurveillance.
		Moins de	<ul style="list-style-type: none"> -Défaillance des indicateurs et/ou transmetteurs de pression (fausse indication). - Défaillance des pompes de transfert. - Les vannes du collecteur d'alimentation FO-2213-4' ouvertes. - Vanne de purge ou d'échantillonnage oubliée ouverte. 	Fuite de C5+ liquide avec dégagement de vapeurs	3	4		<ul style="list-style-type: none"> - Contrôle régulier des dispositifs de sécurité (LAH-6301/LAH-6302/SP-2501/PAL-6302/PAH-6303/PAH-6304) -Ferméture automatique des vannes du collecteur en cas de chute de pression. -Mettre en service les pompes en Standby. -Procédure d'arrêt d'urgence (ESD) 	4	4		<ul style="list-style-type: none"> Mettre à jour le P&ID. -Tarage des soupapes -Télésurveillance.

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

Noeud	Déviation		Causes	Conséquences	Cotation			Barrières	Cotation			Recommandations
	Paramètre	Mot-clé			Pi	Gi	Ri		Pf	Gf	Rf	
Nœud N1 : Pompes 2130J/Ja vers Bac 2130-FB	Débit	Plus de	- Démarrage de toutes les pompes aux mêmes temps. - Défaillance de l'indicateur de débit FI-6301	- Sur-remplissage de gazoline (niveau haut) - élévation de pression, niveau et température a L'intérieur du bac - élévation de pression, température à l'intérieur de la conduite C5+ - surcharge sur le système de recirculation	2	3		- Réparation du FI-6301. -Emplacement d'un autre indicateur de débit (entrée/sortie de C5+). -Système d'arrêt d'urgence. -Déclenchement du système pompage automatiquement lors du chargement.	4	4		Mettre à jour le P&ID. -Tarage des soupapes -Télésurveillance.
		Pas de	- Fermeture des vannes sur les lignes FO-2109-6' et FO-2110-6" - Arrêt des pompes - Niveau trop bas	Sans conséquence				Sans conséquence				
		Inverse	- Chute brusque de la pression -Bouchage des filtres des pompes 2130J/Ja	- Possibilité d'Endommagé les pompes de transfert	4	3		- Redondance des clapets anti retour - Arrêt automatique des pompes - Système de fermeture automatique des vannes de remplissage	5	4		Mettre à jour le P&ID. -Tarage des soupapes -Télésurveillance. Nettoyage régulier des filtres des pompes 2130J/Ja
		Mauvaise direction	Vanne de purge ou d'échantillonnage oubliée ouverte	Fuite de C5+ liquide avec dégagement de vapeurs	4	1		Bouchons ; Détecteur de gaz.	4	3		Rondes systématiques sur l'installation

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

Noeud	Déviation		Causes	Conséquences	Cotation			Barrières	Cotation			Recommandations
	Paramètre	Mot-clé			Pi	Gi	Ri		Pf	Gf	Rf	
Nœud N1 : Pompes 2130J/Ja vers Bac 2130-FB	Température	Haute	<ul style="list-style-type: none"> -Défaut de régulation de température en amont. -Envoi de gaz légers par les trains ou GLIZ. - Niveau haut suite au remplissage incontrôlé. -La pression du coté BP du joint d'étanchéité mécanique supérieur à 6 Bar. -Défaillance de la pompe de transfert 2130J/Ja. -Défaillance du SP-2501 (engendre une augmentation de pression). 	<ul style="list-style-type: none"> -Formation des vapeurs de C5+. -Augmentation de la pression interne (bac et collecteur). -Risque de déchirure du bac. -Eclatement de ligne de refoulement FO-2205-4''. 	2	3		<ul style="list-style-type: none"> -18 événements autour du bac - 2 Soupapes sur toit flottant - Redondance des (PI, PT ,TI, TT ,LI, LT). - Contrôle régulier des dispositifs de sécurité (LAH-6301/LAH-6302/SP-2501/PAL-6302/PAH-6303/PAH-6304) 	3	4		<ul style="list-style-type: none"> -Mettre à jour le P&ID. -Tarage des soupapes -Télésurveillance. Relié le détecteur HT par le système extinction Mousse bas foisonnement.
		Basse	<ul style="list-style-type: none"> - Défaillance de l'indicateur de température TI-6302 	Sans conséquence	3	4		<ul style="list-style-type: none"> Contrôle et inspection des indicateurs (PI, TI, LI) et les dispositifs de sécurité (LAH-6301/LAH-6302/SP-2501/PAL-6302/PAH-6303/PAH-6304) 	4	4		<ul style="list-style-type: none"> -Mettre à jour le P&ID.
	Niveau	Haut	<ul style="list-style-type: none"> - Défaillance de lecture de niveau. -Défaillance l'alarme haut niveau LAH6301A/6302A. 	<ul style="list-style-type: none"> -Augmentation de Pression. - Débordement du bac. -Formation de nuage de C5+ extrêmement inflammable. - Risque d'incendie/explosion -Contamination de ligne de canal de rejet des huiles (impact sur l'environnement marin) 	2	4		<ul style="list-style-type: none"> Plusieurs mesures possibles (Instrumentation niveau LT par delta P + mesure manuelle par jauge au niveau très haut + LAH6301A/6302A) -Envoyer le surplus de gazoline vers torche. 	3	4		<ul style="list-style-type: none"> -Mettre à jour le P&ID : Instrumentation niveau LT par delta P + mesure manuelle par jauge au niveau très haut. -Télésurveillance. - Installation des détecteurs de gaz chauds (AIT CG). -Multiplié les rondes des opérateurs et l'intervention (HSE)

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

Noeud	Déviation		Causes	Conséquences	Cotation			Barrières	Cotation			Recommandations
	Paramètre	Mot-clé			Pi	Gi	Ri		Pf	Gf	Rf	
Nœud N1 : Pompes 2130J/Ja vers Bac 2130-FB	Niveau	Bas	- Défaillance de lecture de niveau. -Défaillance l'alarme bas niveau LAL6301A/6302A.	Envoi des impalpables au navire. Cavitation des pompes. Sans conséquence pour la sécurité	4	3		-Plusieurs mesures possibles (Instrumentation niveau LT par delta P+mesure manuelle par jauge au niveau très haut + LAL6301A/6302A) -Contrôle et inspection des LSL6301A/6302A (déclenche pompe 2130- J/JA) -Procédures de quantification du volume chargé	5	4		Mettre à jour le P&ID : Instrumentation niveau LT par delta P + mesure manuelle par jauge au niveau très haut
	Composition	Contamination	Boues, lourds	Envoi des impalpables au navire. Sans conséquence pour la sécurité	3	4		Purge avant chargement LSL.6301A/6302A (déclenche pompe 2130- J/JA)	4	5		Installation d'une station de déshuilage
	Opérations	Maintenance	-Non-respect du manuel et les procédures - mauvaise configuration des instruments des mesures (LCV PCV FCV)	- Vibration des pompes. - Echauffement exagéré des équipements. - Fuite légère du C5+ lors des travaux sur les lignes du collecteur et les lignes de chargement/transfert du C5+	3	4		- Alarme de sécurité de l'état d'ouverture / fermeture des vannes. - les procédures d'entretien et de Maintenance - Maintenance corrective - Inspection périodique.	4	4		Stricte respect des procédures de sécurité et le référentiel permis de travail
		Purge	Vanne de purge bloquée fermée	Fuite de C5+	3	4		-Double vanne. -Station de traitement des eaux huileuses.	4	4		Mettre à jour le P&ID : Redondance vanne de purge manuelle

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

La méthode HAZOP n'est pas seulement un outil précieux pour la conception et le développement de nouveaux systèmes d'exploitation. Elle peut également être utilisée pour l'examen des dangers et des problèmes potentiels liés à différents états de l'exploitation d'un système donné (démarrage, attente, fonctionnement normal, arrêt normal, arrêt d'urgence, etc.).

Pour chaque déviation du paramètre, on a identifié les causes possibles, évalué les conséquences résultantes immédiates ou retardées et noté la sécurité existante en assurant la protection de la zone de stockage de la gazoline.

Les résultats obtenus par l'étude HAZOP nous ont permis d'avoir un aperçu détaillé sur les principales causes dues soit à des défaillances matérielles, à des erreurs opératoires, à des agressions externes ou encore à des changements des conditions atmosphériques. Les conséquences résultantes peuvent influencer sur la sécurité du bac de stockage de gazoline ou les autres installations ; elles peuvent également conduire à un phénomène dangereux tel que débordement du bac, incendie et voir même une explosion due à une déviation des paramètres de stockage (élévation de la température ou de la pression). Pour cela il, est recommandé de mettre en évidence des éléments importants pour la sécurité EIPS afin de maîtriser ces scénarios. Parmi ces éléments, les cuvettes de rétention sont nécessaires pour la sécurité, leur absence présente une menace réelle pour le personnel (intoxication, brûlure...) et pour l'environnement (contamination du sol, milieu aquatique, nappes phréatiques, faune et la flore...). D'autres barrières de prévention et protection sont citées dans le tableau 3.3.

3.5. Cinétique des phénomènes dangereux

La cinétique d'un phénomène dangereux permet d'en évaluer la vitesse d'évolution. La cinétique est caractérisée par une phase pré-accidentelle et post-accidentelle.

La cinétique pré-accidentelle est la durée nécessaire pour aboutir à l'Evénement Redouté Central. C'est donc le temps correspondant au délai entre l'événement initiateur et la libération du potentiel de danger.

La cinétique post-accidentelle est déterminée par la dynamique du phénomène dangereux et l'exposition des cibles, humaines ou matérielles. Elle peut être définie par quatre délais distincts :

- Un délai d'occurrence (D1), qui correspond au temps entre la libération du potentiel de danger et le phénomène dangereux, par exemple le délai nécessaire à la formation d'un nuage à la LIE (Limite d'Explosion Inférieur) dans le cas d'un VCE.

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

- Une montée en puissance du phénomène jusqu'à son état stationnaire (D2) lié par exemple au développement de l'incendie généralisé dans le cas d'un feu d'entrepôt.
- Un délai (D3) nécessaire à l'atteinte d'un effet physique sur la cible.
- Une durée (D4) correspondant à l'exposition des cibles.

Ces différents délais sont repris dans la fig. 3.3. En évaluant chacun de ces paramètres individuellement, il est possible d'établir l'évolution temporelle d'un événement et d'évaluer s'il est possible d'agir pour réduire les conséquences de l'événement étudié (Fig. 3.3).

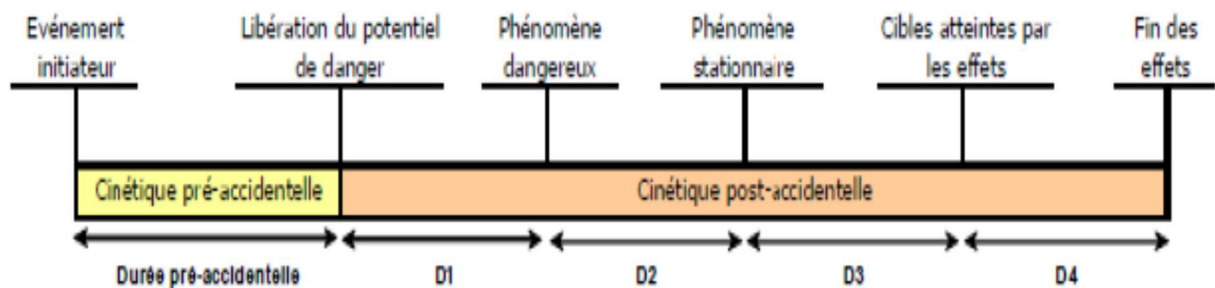


Fig. 3.3. Cinétique des phénomènes dangereux.

3.6. Scénarios d'accidents retenus pour la section stockage gazoline

3.6.1. Identification / Caractérisation des événements redoutés

Les événements redoutés concernent les points intrinsèquement faibles du confinement, les capacités pouvant être soumises à des surpressions internes ainsi que des procédés de fatigue de matériel etc.

La caractérisation de ces événements redoutés concerne la nature et la dimension des brèches conduisant à la mise à l'atmosphère de produits dangereux. Dans le stockage de gazoline, l'intégrité des parois du bac en matière de contrôle et lutte contre les corrosions interne et externe, revêt une importance primordiale ainsi que les niveaux de liquide dans les bacs.

3.6.2. Recherche des causes

En principe, pour qu'une perte de confinement ait lieu dans les bacs de stockage, au moins une barrière de prévention/protection primaire et une barrière secondaire doivent connaître une défaillance par exemple, formation d'une avarie sur la paroi d'un élément.

Pour éviter les pertes de confinement sur les parois du bac de gazoline, il y a en termes de barrière primaire, le contrôle et la préservation de l'épaisseur de l'acier de la paroi du bac (lutte anticorrosion). En barrière secondaire, nous avons les différents systèmes de contrôle de pression,

température et niveau de liquide dans le bac instrumenté par des niveaux d'alertes et de commandes. A cela s'ajoute aussi les drains de délestages entre les deux bacs.

3.6.3. Identification des conséquences (phénomènes dangereux et effets)

L'identification des conséquences consiste à décrire le phénomène dangereux résultant (UVCE, feu de nappe, feu de torche, feu d'éclair) et les effets associés (flux thermiques, toxicité, ondes de pression) en faisant abstraction des barrières de sécurité (risque potentiel) (Fig. 3.4).

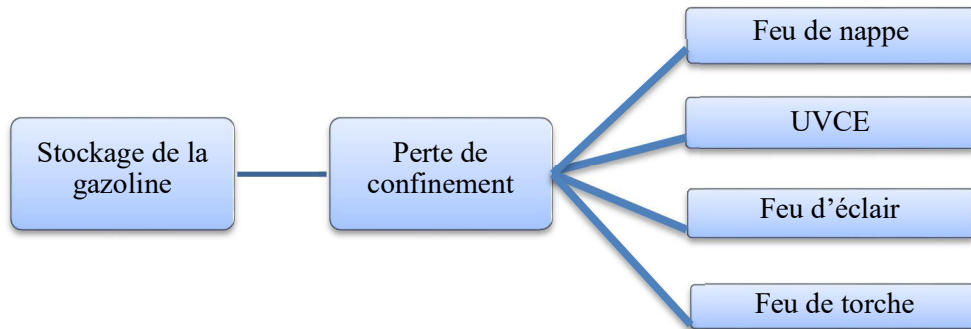


Fig. 3.4. Principaux phénomènes dangereux issus de la perte du confinement.

3.6.4. Barrières de prévention et de protection

Les principales barrières de prévention et de protection liées au stockage de la gazoline sont présentées dans le tableau 3.3.

3.6.5. Analyse de la cinétique des événements

Chaque phénomène dangereux est caractérisé par une cinétique d'enchaînement des événements bien spécifiques. En fonction de cette cinétique, l'impact de l'événement et les possibilités de limiter celui-ci peut être plus ou moins importants.

L'impact des phénomènes longs mais immédiats peut ainsi être généralement réduit en appliquant les méthodes d'évacuation et de protection adéquates. Pour les phénomènes rapides mais retardés, les possibilités d'évacuation sont limitées. L'intervention après coup, consistera à limiter les dégâts et à protéger les cibles suite aux feux secondaires. L'accent doit être mis sur la prévention plutôt que sur la protection.

Tab. 3.3. Barrières de prévention et de protection.

Menace	Moyen de contrôle
Fuite de joints / brides	Maintenance préventive à chaque arrêt programmé
	Mesure de vibration et de déplacement axial sur turbocompresseur + motopompes
	Système d'alarme automatique et manuel avec une signalisation dans la salle de commande
	Vanne d'arrêt de sécurité
	Système d'arrêt automatique
	Système d'isolation de l'installation
	Système de soulagement de la pression
	Système de commande (Ouverture/ Fermeture)
	Système de contrôle automatique
	Programme d'inspection
Corrosion	Contrôle de l'intégrité de l'installation et les différents points névralgiques
	Inspection, maintenance et contrôle régulier
	Détection de la corrosion
	Conception d'équipement adaptative au service
	Peinture anti corrosion
Défaillance de régulation (Pression, température, niveau)	Formation et compétence
	Programme d'inspection
	Contrôle opérationnel
	Contrôle des vibrations induites
Sur remplissage d'un bac gazoline	Control des niveaux de température, de pression
	Vannes automatiques d'arrêt d'alimentation
Agression externe	Plan de prévention, plan de levage
	Passage hors zone de circulation

La cinétique des phénomènes possibles est reprise dans le tableau 3.4.

Tab. 3.4. Cinétique des phénomènes dangereux identifiés.

Phénomène dangereux	Caractéristiques
Feu de torche	Long mais immédiat/son impact dépend de la direction du chalumeau/ Pas d'impact sur les équipements adjacents/ Peut entraîner des dégâts sur les installations non-protégées.
Feu de nappe	Long mais peut être immédiat ou retardé/ Effets dominos sur les équipements protégés et les stockages adjacents.
Feu d'éclair	Très rapide avec un effet limité par la courte durée de ce phénomène. Il n'y a pas d'effets domino à craindre.
UVCE	Très rapide/susceptible d'entraîner des effets dominos sur la structure.

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

3.7. Modélisation du phénomène dangereux par le PHAST

Généralement les résultats sont présentés sous forme graphique et numérique (rapport). Certains résultats peuvent être présentés sur fond cartographique (zones d'effet). Lors de la modélisation du bac gazoline, nous avons étudié le cas d'une fuite. Les données de simulation et les résultats sont présentés dans les figures (3.5 ; 3.6 ; 3.7 ; 3.8), les tableaux (3.5 ; 3.6 ; 3.7).

3.7.1. Simulation du Pool Fire (feu de nappe)

Les résultats de la simulation du scénario d'une fuite de gazoline pour l'événement redouté (Pool Fire) sont présentés dans le tableau 3.5, figure 3.5.

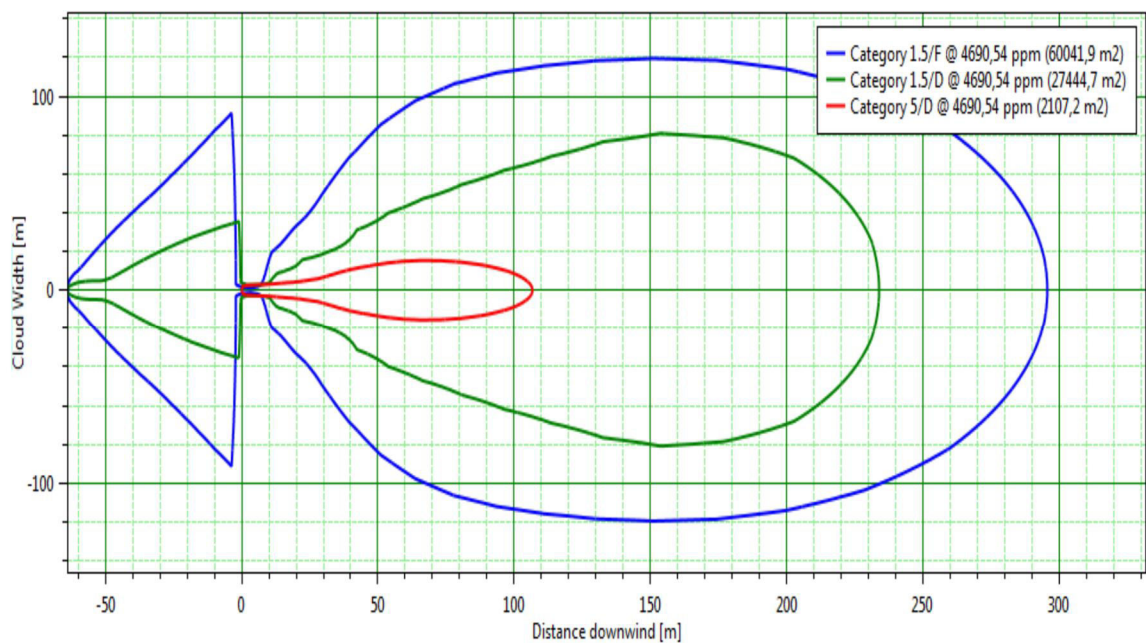
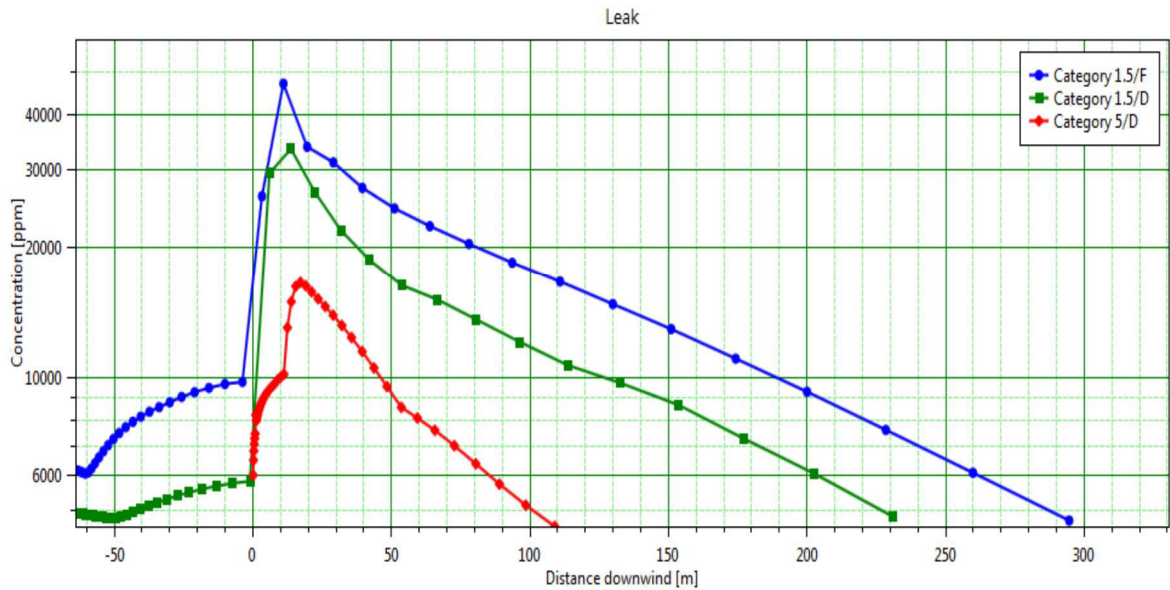
Tab. 3.5 : Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi d'un feu de nappe.

Equipement	Scenario	Météo	Taille du trou (mm)	Produit	Température (°C)
Projet GL2Z\Bac de Gazoline\2130-FB	Fuite	Catégorie1.5/F	80	Gazoline	37
Projet GL2Z\Bac de Gazoline\2130-FB	Fuite	Catégorie1.5/D	80	Gazoline	37
Projet GL2Z\Bac de Gazoline\2130-FB	Fuite	Catégorie 5/D	80	Gazoline	37
Hauteur d'intérêt (provenant des paramètres) (m)	Débit massique(kg/s)	Diamètre du bassin (m)	Puissance d'émission de la flamme(kW/m ²)	Intensité de rayonnement du feu de nappe niveau 1	Intensité de rayonnement du feu de nappe niveau 2
0	30,3327	128,747	296,633	Valeur du paramètre	Valeur du paramètre
0	30,3327	128,738	296,628	Valeur du paramètre	Valeur du paramètre
0	30,3327	117,526	290,32	Valeur du paramètre	Valeur du paramètre
Intensité de rayonnement du feu de nappe niveau 3	Distance sous le vent du niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m)	Distance sous le vent du niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m)	Distance sous le vent du niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)	Surface de l'ellipse au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m ²)	Surface de l'ellipse au niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m ²)
Valeur du paramètre	546,93	438,668	359,122	874769	550359
Valeur du paramètre	546,898	438,642	359,101	874665	550293
Valeur du paramètre	510,451	416,064	346,166	692498	437589
Surface de l'ellipse au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m ²)	Demi-longueur de l'ellipse au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m)	Demi-longueur de l'ellipse au niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m)	Demi-longueur de l'ellipse au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)	Demi-largeur de l'ellipse au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m)	Demi-largeur de l'ellipse au niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m)
358324	525,813	417,166	336,937	529,556	419,94
358281	525,782	417,141	336,917	529,525	419,915
286513	459,845	365,294	295,393	479,354	381,306

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

Demi-largeur de l'ellipse au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)	Centre de l'ellipse distance sous le vent au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m)	Centre de l'ellipse distance sous le vent au niveau d'intensité 5 (5 kW/m ²) (m)	Centre de l'ellipse distance sous le vent au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)
338,514	21,1167	21,5016	22,1854
338,494	21,1161	21,501	22,1848
308,741	50,6052	50,7701	50,7728

Maximum Concentration versus Distance



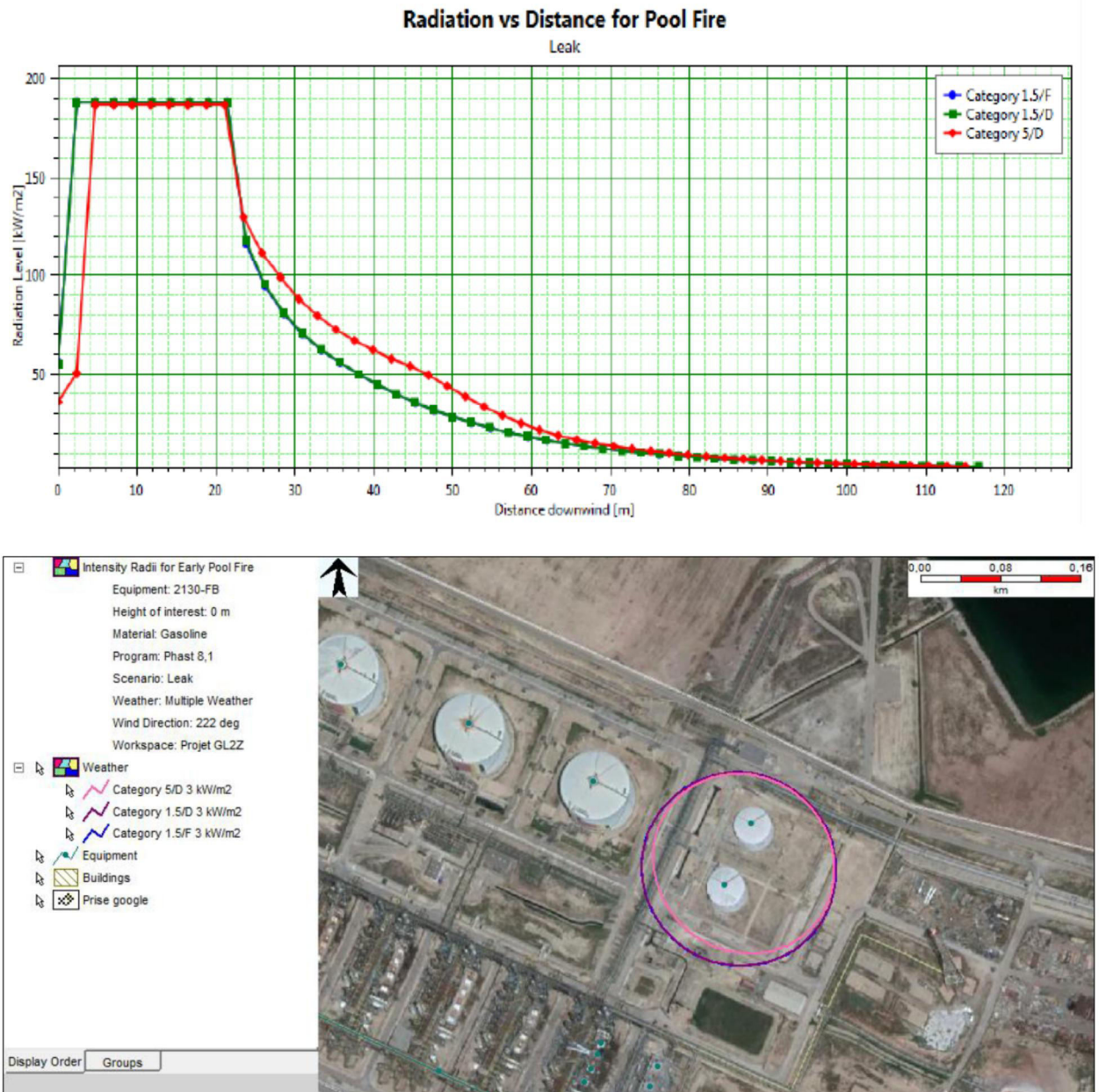


Fig. 3.5. Scénario d’une fuite dans le bac 2130-FB suivi d’un feu de nappe.

3.7.2. Simulation du Jet Fire (Feu de torche)

Les résultats de la simulation du scénario d’une fuite de gazoline pour l’événement redouté (jet Fire) sont présentés dans le tableau 3.6 et la figure 3.6.

Tab. 3.6 : Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi par un Jet Fire.

Equipement	Scenario	Météo	Taille du trou (mm)	Produit	Température (°C)
Projet GL2Z/Bacs de Gasoline\2130-FB	Fuite	Categorie 1.5/F	80	Gasoline	37
Projet GL2Z/Bacs de Gasoline\2130-FB	Fuite	Categorie 1.5/D	80	Gasoline	37
Projet GL2Z/Bacs de Gasoline\2130-FB	Fuite	Categorie 5/D	80	Gasoline	37
Hauteur d'intérêt (provenant des paramètres) (m)	Débit massique (kg/s)	Longueur de la flamme (m)	Puissance d'émission de la flamme (kW/m ²)	Intensité de rayonnement du feu de torche niveau 1	Intensité de rayonnement du feu de torche niveau 2
0	30,3327	55,4824	133,083	Valeur du paramètre	Valeur du paramètre
0	30,3327	55,9506	133,533	Valeur du paramètre	Valeur du paramètre
0	30,3327	43,7059	283,68	Valeur du paramètre	Valeur du paramètre
Intensité de rayonnement du feu de torche niveau 3	Distance sous le vent du niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m)	Distance sous le vent du niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m)	Distance sous le vent du niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)	Surface de l'ellipse au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m ²)	Surface de l'ellipse au niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m ²)
Valeur du paramètre	122,426	106,126	93,8532	18588,3	12141,7
Valeur du paramètre	123,539	107,085	94,6991	18940,4	12368,7
Valeur du paramètre	118,307	101,233	88,6018	22802,6	13799
Surface de l'ellipse au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m ²)	Demi-longueur de l'ellipse au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m))	Demi-longueur de l'ellipse au niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m)	Demi-longueur de l'ellipse au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)	Demi-largeur de l'ellipse au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m)	Demi-largeur de l'ellipse au niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m)
8438,58	69,9934	58,497	50,4772	84,5343	66,0686
8597,59	70,6311	59,0153	50,931	85,3579	66,7127
9233,1	76,0227	59,6223	50,1375	95,4755	73,6699
Demi-largeur de l'ellipse au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)	Centre de l'ellipse distance sous le vent au niveau d'intensité 1 (3 kW/m ²) (m)	Centre de l'ellipse distance sous le vent au niveau d'intensité 2 (5 kW/m ²) (m)	Centre de l'ellipse distance sous le vent au niveau d'intensité 3 (8 kW/m ²) (m)		
53,2138	52,4326	47,6285	43,3759		
53,7335	52,9078	48,07	43,7681		
58,6186	42,2652	41,6111	38,4644		

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

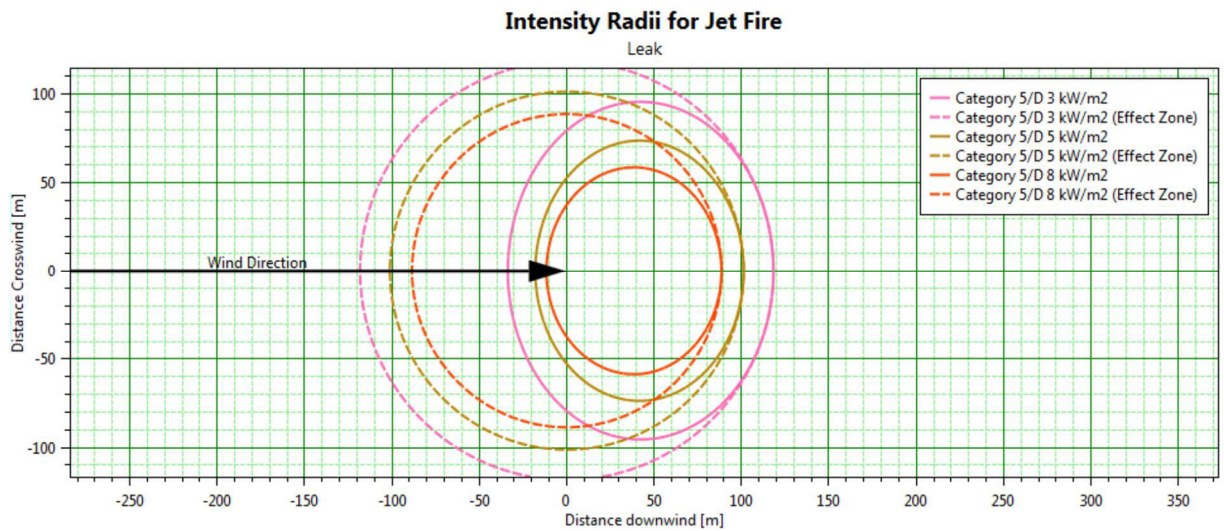
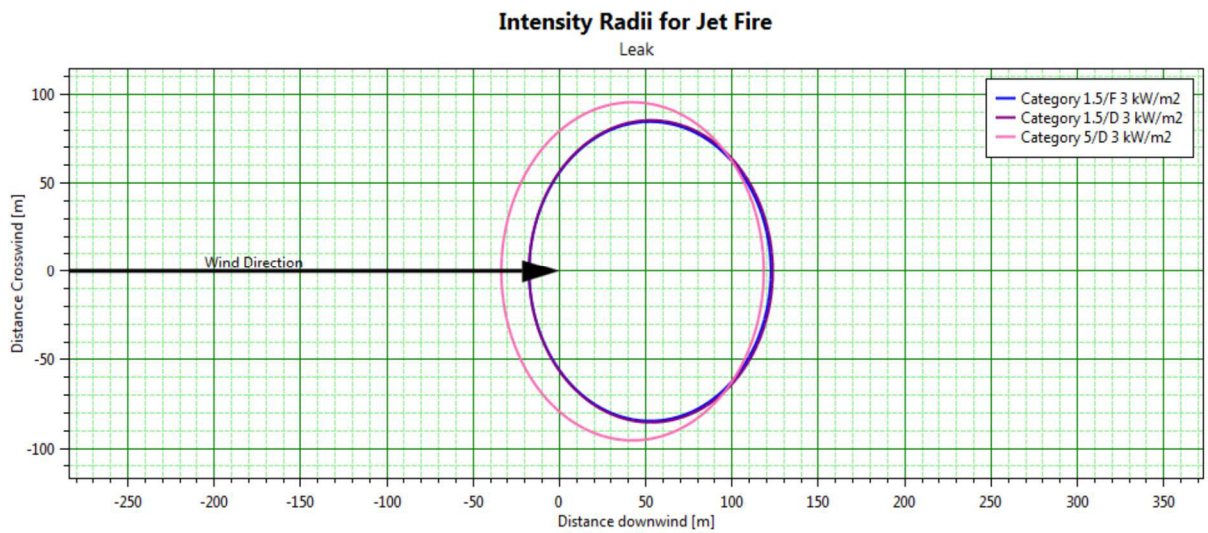
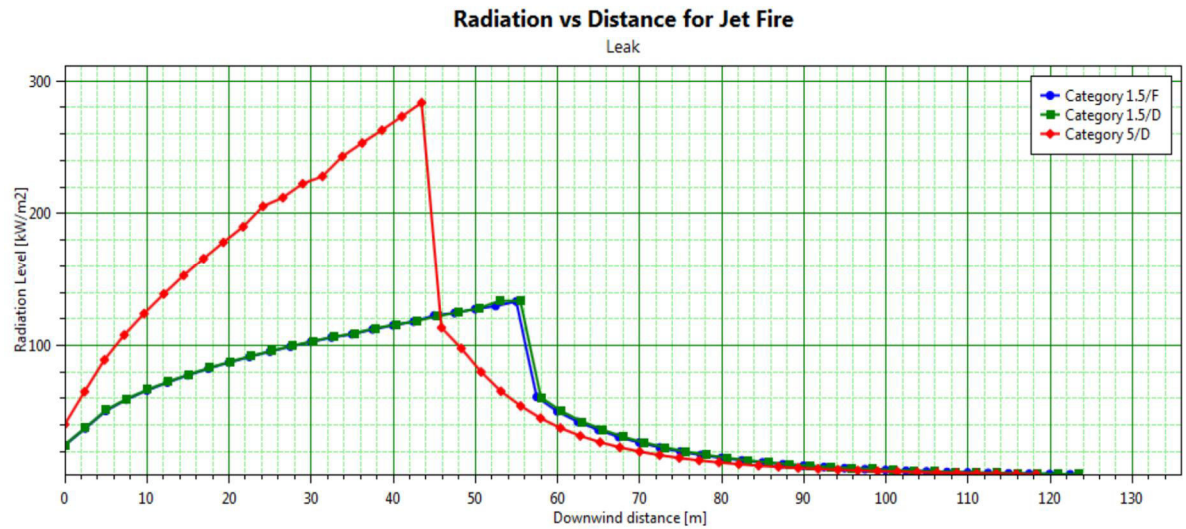




Fig. 3.6 : Scénario d’une fuite dans le bac 2130-FB suivi par un Jet Fire.

3.7.3. Simulation de l’explosion (UVCE)

Les résultats de la simulation du scénario d’une fuite de gazoline pour l’événement redouté (UVCE) sont présentés dans le tableau 3.7 et la figure 3.7.

Tab. 3.7 : Scénario d'une fuite dans le bac 2130-FB suivi par une explosion.

Equipement	Scenario	Météo	Taille du trou (mm)	Produit	Température (°C)
Projet GL2Z/Bacs de Gazoline\2130-FB	Fuite	Catégorie 1.5/F	80	Gazoline	37
Projet GL2Z/Bacs de Gazoline\2130-FB	Fuite	Catégorie 1.5/D	80	Gazoline	37
Projet GL2Z/Bacs de Gazoline\2130-FB	Fuite	Catégorie 5/D	80	Gazoline	37
Hauteur d'intérêt (provenant des paramètres) (m)	Surpression 1 (bar)	Surpression 2 (bar)	Surpression 3 (bar)	Distance sous le vent à la surpression 1 (0,02 bar) (m)	Distance sous le vent à la surpression 2 (0,03 bar) (m)
0	0,02	0,03	0,05	843,921	673,339
0	0,02	0,03	0,05	555,939	455,565
0	0,02	0,03	0,05	259,975	210,71
Distance sous le vent à la surpression 3 (0,05 bar) (m)	Diamètre maximal à la surpression 1 (0,02 bar) (m)	Diamètre maximal à la surpression 2 (0,03 bar) (m)	Diamètre maximal à la surpression 3 (0,05 bar) (m)	Masse totale inflammable à la surpression 1 (0,02 bar) (kg)	Masse totale inflammable à la surpression 2 (0,03 bar) (kg)
531,964	1107,84	766,678	483,928	1923,86	1923,86
372,377	651,878	451,13	284,754	391,958	391,958
169,88	319,949	221,42	139,761	46,3431	46,3431
Masse totale inflammable à la surpression 3 (0,05 bar) (kg)	Masse explosible à la surpression 1 (0,02 bar) (kg)	Masse explosible à la surpression 2 (0,03 bar) (kg)	Masse explosible à la surpression 3 (0,05 bar) (kg)	Temps d'allumage à la surpression 1 (0,02 bar) (s)	Temps d'allumage à la surpression 2 (0,03 bar) (s)
1923,86	1923,86	1923,86	1923,86	2962,94	2962,94
391,958	391,958	391,958	391,958	2850,98	2850,98
46,3431	46,3431	46,3431	46,3431	813,673	813,673
Temps d'allumage à la surpression 3 (0,05 bar) (s)	Source d'allumage à la surpression 1 (0,02 bar) (m)	Source d'allumage à la surpression 2 (0,03 bar) (m)	Source d'allumage à la surpression 3 (0,05 bar) (m)	Centre du nuage à la surpression 1 (0,02 bar) (m)	Centre du nuage à la surpression 2 (0,03 bar) (m)
2962,94	290	290	290	103,755	103,755
2850,98	230	230	230	57,8636	57,8636
813,673	100	100	100	17,2869	17,2869
Centre du nuage à la surpression 1 (0,02 bar) (m)	Centre d'explosion à la surpression 1 (0,02 bar) (m)	Centre d'explosion à la surpression 2 (0,03 bar) (m)	Centre d'explosion à la surpression 3 (0,05 bar) (m)		
103,755	290	290	290		
57,8636	230	230	230		
17,2869	100	100	100		

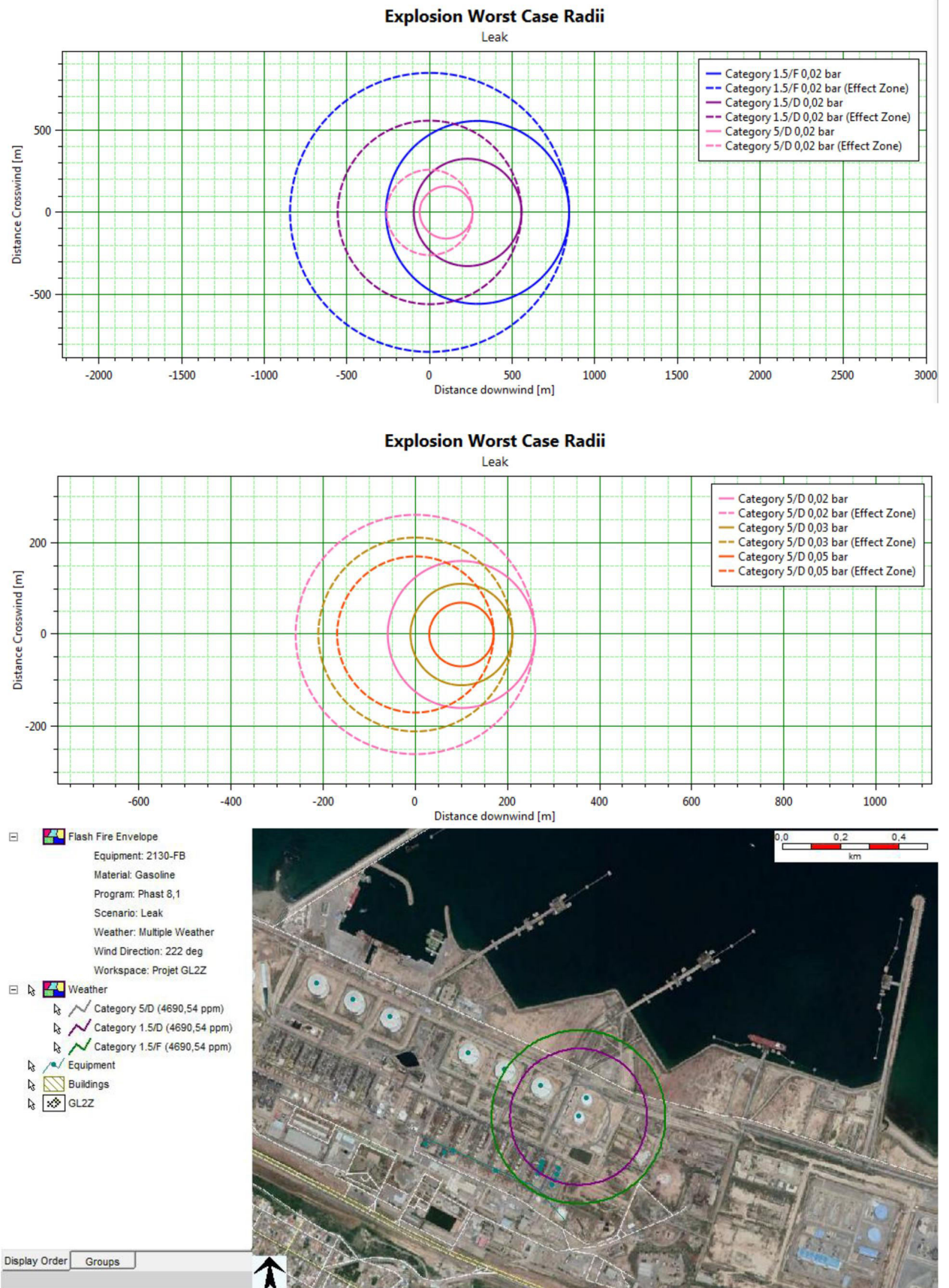


Fig. 3.7. Scénario d’une fuite dans le bac 2130-FB suivi par une Explosion.

3.7.4. Simulation de propagation de nuage toxique

Les résultats de la simulation du scénario d'une fuite de gazoline pour l'événement redouté propagation de gaz toxique sont présentés dans la figure 3.8.

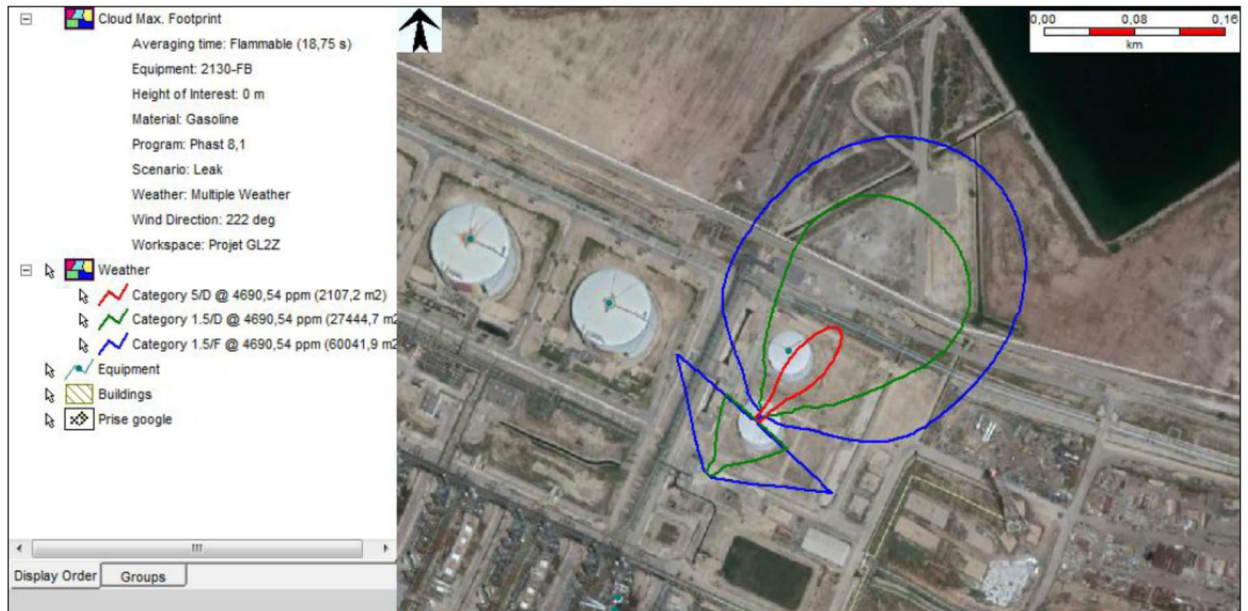


Fig. 3.8. Scénario d'une propagation de nuage toxique suite à une inflammation du bac 2130-FB.

3.8. Discussion

Les complexes industriels de liquéfaction de gaz naturel ont souvent été le théâtre des accidents majeurs qui ont causé de graves dommages industriels. En 2004, l'explosion d'un réservoir de gaz naturel liquéfié sur le port pétrolier de Skikda est due à une chaudière à vapeur défectueuse. L'accident, qui a entraîné la destruction d'une grande partie de l'usine de GNL, a fait 27 morts, 74 blessés et des dégâts matériels considérables en dehors de l'enceinte de l'usine (Aneziris et *al.*, 2014).

En octobre 2005, l'explosion de deux réservoirs de stockage au terminal pétrolier de Skikda a provoqué de grandes pertes de pétrole brut, une crise environnementale et un impact social sur la population (Ouffroukh et *al.*, 2018). Le complexe GL2z a subi d'autres accidents et incidents.

En octobre 2003, un incendie s'est déclaré au niveau de l'accumulateur de propane (Train 300) suite à une fuite importante dû à un problème d'étanchéité du joint de serrage ; elle a entraîné l'arrêt de ce train plusieurs années, aucun dégât matériel a été retenu.

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

En juillet 2015, lors des travaux programmés sur le bac de stockage de la gazoline (2130-FB), une fuite importante s'est apparue pendant le desserrage des boulons de la bride entrée C₅+. Heureusement l'équipe d'intervention du complexe a réagi rapidement pour éviter la propagation de la gazoline vapeur aux points chauds. La cause de cette fuite est due à la défaillance de l'indicateur de niveau (LT 6301). Le développement technologique et social des industries a conduit à une augmentation importante de la complexité des usines chimiques, de l'intervention humaine négative et de l'impossibilité de prévoir ce qui va se passer. Il en résulte des risques sérieux qui doivent être contrôlés et minimisés (Tixier et *al.*, 2002; Embarek & Hadjadj, 2010; Planas et *al.*, 2014).

La technologie atmosphérique de stockage a été améliorée par la mise en place des réservoirs de stockage à toit flottant qui permettent de minimiser les pertes de produits par évaporation vers l'atmosphère. Les accidents liés à leur exploitation ont été relativement faibles par rapport aux autres types de stockage. Cependant, les conséquences des incidents liés à ce type de stockage peuvent être les plus catastrophiques (Persson & Lönnermark, 2004). De multiples études ont porté sur ce domaine, comme les travaux de Khan & Abbasi (1997, 1999a, 1999b) qui se concentrent sur l'examen des causes et des résultats des principales déformations industrielles modernes. Les travaux de Lizhong et *al.* (2002) ont décrit les circonstances des incendies en Chine en 1998. En 2003, Hudson a réalisé une étude sur l'application des exemples d'industries à haut risque aux services médicaux. En 2012, Zhang et Zheng ont réalisé une analyse statistique des accidents chimiques dangereux. Dans la même année, Fabiano et Curro ont effectué une analyse statistique des accidents enregistrés dans le secteur de l'énergie. Enfin en 2020, Bouafia et ses collaborateurs ont réalisé une analyse des risques par la méthode QRA sur une plateforme de stockage de gazoline au niveau du complexe de liquéfaction de gaz naturel de Skikda.

Pour mieux comprendre l'analyse des risques et la modélisation des scénarios accidentels dans les installations industrielles (stockage de la gazoline), nous avons utilisé 03 outils, à savoir l'APR (analyse qualitative), HAZOP (analyse semi-quantitative) et le logiciel PHAST.

En ce qui concerne le bac de stockage de la gazoline du complexe GL2/Z, le principal danger provient de l'inflammation d'un rejet accidentel du produit, lors des opérations de stockage statique ou de transfert. Ces rejets peuvent aller de simples émissions de vapeur provenant des fuites du joint du toit flottant ou les brides d'entrée de la gazoline, jusqu'à la libération majeure du produit provenant de la rupture du réservoir ou de la tuyauterie (Tab 3.1).

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

La simulation nous permet de suivre les changements dans les phénomènes provoqués pendant l'accident afin de déterminer l'effet sur le personnel, les matériaux et l'environnement. L'impact de ces événements sur le personnel fera l'objet d'une attention particulière. Les résultats acquis intègrent les conséquences thermiques pour la zone industrielle. L'utilisation de ces données accumulées après l'évaluation précédente des risques permet d'obtenir une modélisation complète des effets en utilisant le logiciel PHAST 8.1.

Le logiciel PHAST nous a permis de faire une description des situations accidentelles traitées, en se concentrant sur les conséquences possibles de chaque scénario sur différentes conditions météorologiques (1.5/F, 1.5D/ 5D).

- Effets des radiations thermiques du feu de nappe (Pool Fire) (Fig. 3.5).
- Effets des radiations thermiques du feu de torche (Fig. 3.6).
- Zones inflammables de l'explosion (UVCE) (Fig. 3.7).
- Dispersion du nuage toxique (Fig. 3.8).

Pour ce scénario, nous avons considéré qu'il y a une fuite dans la robe du bac ou dans le tuyau d'entrée ou de sortie au fond du bac ; ce qui a conduit à une libération importante de gazoline à l'intérieur du bassin de rétention. Les résultats obtenus après la simulation à l'aide du logiciel PHAST sont présentés dans les figures (3.5 ; 3.6 ; 3.7).

Les résultats obtenus à partir de la modélisation montrent que les principales conséquences d'une fuite du système de stockage de gazoline sont un feu de nappe, un feu éclair, un feu de torche et une explosion (UVCE) comme le montrent les figures 3.5, 3.6 et 3.7. Une fuite du système conduit à un feu de nappe avec un flux de rayonnement thermique de 3 kW/m^2 , et un rayon d'effet de 50 m, à partir du système de stockage (Fig. 3.5). Ce flux de rayonnement thermique est douloureux pour les travailleurs et le personnel s'ils ne peuvent pas se couvrir dans les 20 s ; des brûlures graves sont probables, mais sans létalité. Il n'est cependant pas suffisant pour endommager les installations de traitement. Un rayon de pollution dû au feu de nappe atteint un diamètre de 60041,9 m et une distance de 290 m (Fig. 3.5). La simulation du Jet Fire pour une fuite de 80mm au niveau du bac 2130-FB pendant une nuit avec une atmosphère stable et une vitesse de vent égale à 1.5m/s, la longueur des flammes atteint 55,48 m et la distance sous le vent du niveau d'intensité (5 kW/m^2) atteint 106,12 m (Tab. 3.6). Cela peut avoir des effets prévisibles sur l'homme et sur la structure (Tab 3.6 Partie 1). Le territoire le plus extrême de l'explosion est normalement évalué en trouvant

Chapitre 3 : Analyse des risques liés au stockage de gazoline et Simulation par le PHAST

une distance de dispersion sous le vent jusqu'à la limite inférieure d'inflammabilité. La figure 3.7 montre un UVCE avec une zone LIE (cercle bleu, 14 756, 6 ppm) et la moitié de la LIE (cercle grenat, 7378, 32 ppm). La probabilité de décès des personnes qui se trouvent dans la zone LIE (rayon 100 m) est considérée comme étant de 1,0 en raison (i) d'une courte exposition à des très élevés provenant du flux thermique de l'incendie, (ii) du contact direct des flammes avec la peau, (iii) des incendies secondaires des vêtements et (iiii) de l'inhalation de vapeurs brûlantes. Les personnes qui se trouvent dans la moitié de la zone LIE connaîtront des problèmes d'inhalation. Un autre effet mortel de l'UVCE est l'épuisement d'oxygène dans l'atmosphère. L'explosion des nuages de gaz en milieu non confiné peuvent également causer des dommages aux installations. Une surpression de 0,02 bars due à l'explosion peut atteindre une distance sous le vent estimé à 843,91m et un diamètre maximal de 1107,84 m. Les résultats des événements potentiels de la dispersion des nuages toxiques sont présentés dans la figure 3.8. Ils indiquent que la vitesse du vent et la stabilité atmosphérique peuvent avoir un effet significatif sur la dispersion des nuages toxiques qui détermine la distance finale des concentrations LII. Pendant une durée d'inflammation de 18,75 s, on constate que la concentration maximale du polluant a atteint 4690,54 ppm. Le polluant peut atteindre une surface de 60041,9 m² et elle est présentée par le contour bleu qui correspond à la catégorie 1.5/F. La figure 3.8 confirme que la dispersion du nuage toxique présente des dangers importants pour les personnes.

Discussion générale

Les pressions humaines et les productions industrielles exercées sur l'environnement marin s'intensifient et génèrent des impacts importants, affectant négativement l'usage des écosystèmes marins et constituant donc une réelle menace pour la santé humaine.

Une eau résiduaire est une eau issue des activités anthropiques (domestiques, industrielles, agricoles), qui, rejetée dans le milieu récepteur, sans aucun traitement, est responsable de nombreux effets négatifs sur la santé humaine et l'environnement vu sa charge en concentrations importantes en polluants tels que les métaux lourds, le phosphore et l'azote, les MES, Le déversement direct des eaux de rejets industrielles, ruine la vie aquatique et augmente la concentration des polluants ; ceci conduit à une contamination des organismes marins, et peut provoquer une perturbation de leurs fonctions vitales.

Le présent travail cible deux sites d'échantillonnage : Site 1 (S1 : Complexe Industriel de liquéfaction de gaz naturel) et Site 2 témoin (S2 : Oued Elma Kristel). Des analyses des eaux de rejet générées du complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel, ciblant les quatre points de prélèvements : Purge de la chaudière (E1), Conduite de rejets des eaux huileuses des trains de liquéfaction du gaz naturel (E2), Quai de chargement (E3), Canal de rejet général (E4), ont été réalisés au cours de l'année 2016. Les résultats de leur analyse physicochimique (température, pH, MES, DBO₅, DCO) ont enregistré des valeurs élevées de température et de pH dans le site (E1), de DBO₅ et de MES dans les sites (E2, E3 et E4).

L'augmentation de la température accélère le processus d'acidification, de fermentation et favorise la formation d'une biomasse bactérienne. Pour les eaux de rejets, le minimum de température enregistré peut être expliqué par le refroidissement progressif au contact de la température de l'air étant donné que ces effluents industriels sont drainés dans un réseau à ciel ouvert (Kies & Kerfouf, 2014). En revanche, le maximum de température enregistré peut être expliqué par l'influence du procédé sur l'élévation de température. La température des eaux usées est généralement élevée en raison de l'ajout d'eau chaude provenant des activités industrielles (Sankpal & Naikwade, 2012).

Le pH conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et dépend des facteurs multiples par exemple la température et l'origine de l'eau (Aissaoui et *al.*, 2017). L'augmentation significative du pH (de $9,73 \pm 0,19$ au $10,26 \pm 0,19$) des eaux de rejet du site E1 pendant tous les mois revient à l'eau de service de la chaudière qui doit avoir un pH basique pour éviter le bouchage des tubes et la perforation de l'enceinte.

Discussion générale

On note une forte pollution par les MES au niveau des eaux de rejet des sites E2 et E3. Ces résultats confirment les valeurs maximales de MES enregistrées dans les eaux de rejet des autres sites étudiés. La présence de MES dans différents rejets peut être dangereuse car les dépôts de boues peuvent entraîner le colmatage des récepteurs des fonds aquatiques. Les boues déposées peuvent avoir un impact négatif sur la conservation des structures biologiques naturelles et donc sur la biodégradation des micropolluants (Bordjiba et *al.*, 2009).

Les concentrations de la DCO et la DBO₅ mesurées sont en fonction de la concentration de l'oxygène dissous (O₂). Une baisse de la teneur en oxygène dissous est accompagnée par une augmentation de la concentration de la DCO et la DBO₅ ce qui signifie la présence d'une pollution au niveau du site E2. Les valeurs moyennes de la DBO₅ les plus importantes sont enregistrées au niveau du site E2; ceci est dû à la présence de la matière organique, représentée par une forte teneur en huiles et graisses. La DCO des échantillons d'eau de rejets varient généralement de $25,66 \pm 0,88$ mg/L à $309,66 \pm 8,69$ mg/L au cours de la période d'étude. Les valeurs mesurées atteignent une concentration de $309,66 \pm 8,69$ mg/L au niveau du site E2 pendant le mois d'avril et une valeur de $242,33 \pm 11,35$ mg/L au mois de février du site E4 dépassant largement la norme algérienne (JORADP, 2006) limitée à 130 mg/L pour les anciennes installations.

Les teneurs en phosphates (PO₄) sont relativement faibles ne dépassant pas $2,36 \pm 0,22$ mg/l aux sites E2, E3 et E4. Nous constatons un fort enrichissement au niveau du site E1 avec une concentration de $7,40 \pm 0,10$ mg/l qui reste toujours inférieure à la norme. Ceci est dû à des opérations de purges ou de vidanges de chaudières effectuées avec des débits discontinus, et aussi lors des opérations de remplissages ou de rinçages des bacs de phosphate (Na₃PO₄) utilisés dans le procédé (Rahila, 2010). Les valeurs peu élevées dans les sites E2 et E4 sont probablement dues à l'utilisation des détergents et lessives.

Les concentrations de l'azote Kjeldahl des eaux de rejet sont comprises entre $0,15 \pm 0,01$ mg/L et $0,85 \pm 0,04$ mg/L; elles respectent plus ou moins dans la norme autorisée (40 mg/L).

Les valeurs moyennes mensuelles des hydrocarbures totaux (HCT) enregistrent un dépassement de la valeur indiquée par la réglementation Algérienne (10 mg/L) dans les trois sites E2, E3 et E4. Cela est lié aux rejets anarchiques et non-contrôlés des matières (peintures, graisses, lubrifiants) qui contiennent les hydrocarbures et aux travaux du démarrage et l'arrêt des trains de liquéfactions. Nos résultats sont confirmés par les travaux réalisés au niveau de la raffinerie de Skikda (RA1K) (Valeur moyenne : 35,81 mg/L) et le complexe de transport des hydrocarbures par canalisation (RTE) (Valeur moyenne : 17,41 mg/L) (Mohamed Ben Ali, 2014).

Discussion générale

Les concentrations des métaux enregistrés dans les eaux de rejets sont plus au moins faibles. Les valeurs enregistrées du Cd dans les différents sites d'étude sont faibles et ne dépassent pas la norme algérienne fixée à 5 mg/L. Les concentrations moyennes en fer dans les effluents liquides des sites sont faibles et en dessous des valeurs limites maximales des paramètres de rejets industriels, où la valeur est égale à 3 mg/L, sauf pour le site E1 en mois de février ($3,73 \pm 0,12$ mg/L). Cette et aussi la composition de la chaudière d'un alliage de métaux qui contient le fer et le cuivre. Les teneurs moyennes en manganèse ont enregistré une augmentation significative pendant le mois d'avril aux quatre sites d'étude dépassant la norme algérienne (1,5 mg/L). Les concentrations moyennes des métaux traces (nickel, chrome, plomb et mercure) sont en dessous des tolérances aux valeurs limites des anciennes installations (JORADP 2006).

L'évaluation de certains facteurs physicochimiques des eaux côtières des sites (S1 et S2) s'est révélée très importante afin de les corrélés avec les indices biologiques et la bioaccumulation des métaux traces métalliques (Pb, Zn, Ni, Cu et Fe) étudiés chez une espèce de la famille des Mullidés : *Mytilus galloprovincialis*. Ainsi, les deux sites (S1 et S2) enregistrent des valeurs très faibles du pH pendant le printemps et une augmentation significative de la température pendant la saison estivale ; cela est probablement dû à la hausse de la température de l'air et aux effets du réchauffement climatique (Copin-Montegut, 2002).

Les concentrations les plus élevés de MES (9,40 mg/L et 52 mg/L) ont été observées au niveau du site S1 pendant le printemps. Par ailleurs, au niveau du site S2, on remarque une augmentation de la DBO₅ et la DCO pendant toute l'année, suivie par une consommation importante de l'oxygène dissous par la matière organique. L'origine de cette pollution est causée par la forte activité agricole connue dans ce village et les rejets sanitaires directs vers la mer sans aucun traitement préalable (Rouane-Hacene, 2013).

D'autre part, les eaux côtières du site S1 enregistrent des taux élevés en phosphates pendant l'hiver, le printemps et l'été, mais qui restent inférieures aux normes algériennes (50 mg/L) (JORADP, 2006). Les valeurs les plus élevées de l'azote Kjeldahl ont été enregistrées au niveau du site S2 ayant une origine principale, les déjections humaines. Pour les hydrocarbures totaux, les concentrations les plus élevées ont été observées au niveau du site S1; cela est sûrement dû aux importantes quantités de rejets du complexe industriel chargé en huiles graisse et hydrocarbures totaux dépassant les valeurs exigées par la norme algérienne (15 mg/L pour les anciennes installations), à la non dotation du complexe d'une STEP et aucun traitement préalable des eaux résiduaires, et également la hausse activité du trafic maritime et les opérations de déballastage qui

Discussion générale

endurent le golfe d'Arzew (Tires & Hebbbar, 2021). La valeur maximale de la conductivité enregistrée au niveau du site S1 est plus importante que celle obtenue au site S2 dans les eaux côtières. Ces résultats pourraient être expliqués par le rejet des eaux usées résiduelles du complexe GL2Z et les complexes avoisinants. Les eaux côtières des deux sites S1 et S2 présentent une grande concentration de sels dissous.

La bioaccumulation de cinq métaux traces (Pb, Zn, Ni, Fe, Cu) a été effectuée à travers une espèce d'invertébrés marins, la moule : *Mytilus galloprovincialis*, bioindicatrice de la pollution marine, et est récoltée dans deux sites : le complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel (Site pollué : S1) et Oued Elma Kristel (Site témoin : S2), durant les quatre saisons de l'année 2016. L'échantillonnage a porté sur un effectif de 400 moules de longueur totale variant de 2 à 8 cm.

D'après les résultats de notre étude, nous avons constaté que les valeurs moyennes annuelles de la longueur (L), de la hauteur (H) et de l'épaisseur (E) de la coquille des moules sont significativement plus élevées chez les moules du site S2 par rapport à celles du site S1. Ainsi les valeurs de ces paramètres (L, H et E) se présentent sous l'ordre décroissant suivant : site S2 > site S1. Les valeurs moyennes les plus élevées des paramètres (L, H, ou E), du site (S1) sont enregistrés en automne et en été et les plus basses en hiver. On remarque par contre que la longueur (L) et la hauteur (H) moyennes de la coquille chez la moule du site S2 diminuent de manière significative en hiver, et augmentent en été.

L'étude des variations de l'indice de condition (IC) chez les moules en provenance du site S1 augmentent significativement en été, et diminuent aux autres saisons où l'on enregistre en effet les valeurs moyennes les plus faibles. Par ailleurs, au niveau du site S2, les valeurs moyennes de l'IC augmentent significativement ($p < 0,05$) en hiver et en printemps.

Le suivi des résultats des paramètres biométriques et l'IC de *M. galloprovincialis* prouvent que la croissance des moules du site S2 est plus importante que celle des moules du site S1. Nos résultats sont assez similaires à ceux obtenus par d'autres chercheurs (Rouane-Hacene, 2013; Benali *et al.*, 2015; Guendouzi, 2019; Rouabhi, 2020). Les variations annuelles de l'IC des bivalves sont naturelles et résultent de divers facteurs tels que la température, la salinité, les concentrations d'oxygène, la disponibilité des aliments, les changements dans les cycles de reproduction (Çelik *et al.*, 2012; Gvozdenović *et al.*, 2020). Les moules prélevées au niveau du site S1 présentaient des valeurs de paramètres biométriques et d'IC relativement faibles, par rapport à celles du site S2, témoignant d'une faible croissance de ces bivalves dans les conditions environnementales spécifiques du site S1.

Discussion générale

Pour le suivi des variations saisonnières de la bioaccumulation et de la biodisponibilité des ETM (Pb, Zn, Ni, Fe et Cu) chez *M. galloprovincialis*, au niveau des deux sites (S1, S2), nous avons remarqué que la concentration des ETM bioaccumulés dans les tissus de la moule, était plus élevée au niveau du site S2 qu'au niveau du site S1. Par ailleurs, si on compare ces concentrations moyennes en métaux lourds enregistrées chez la moule avec la dose hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI), il apparaît que les teneurs en Zn, Cu, et Fe ne constituent pas un danger pour le consommateur, vu qu'elles restent inférieures aux doses maximales admissibles recommandées par le groupe (FAO/WHO) en (2011). En revanche, nous avons enregistré un dépassement de la PTWI pour le plomb (5 mg/kg poids sec) seulement. Les mollusques peuvent accumuler dans leurs tissus des concentrations importantes de polluants chimiques présents dans l'eau ou le phytoplancton, dont les métaux lourds avec un facteur de bioconcentration de l'ordre 10^3 à 10^5 par rapport à l'eau environnante, sans subir d'effets létaux (Rouane-Hacene *et al.*, 2015; Guendouzi, 2019). La bioaccumulation du zinc était la plus importante dans les tissus des moules échantillonnées par rapport aux autres éléments : Pb, Ni, Fe et Cu. Cependant, la biodisponibilité du zinc, nickel et plomb exprimée par les indices métalliques (IM) est significativement élevée dans le site S2 par rapport au site S1. La pollution métallique du site S2 provient probablement des rejets d'eaux usées domestiques des villages localisés dans cette région, ainsi que des eaux de ruissellement des terres agricoles.

Les résultats des apports hebdomadaires estimés (EWI) en zinc, en fer et en cuivre étaient inférieurs aux valeurs de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (PTWI) au niveau du site S1 ; ceci peut montrer qu'aucun de ces éléments ne présente un risque pour la santé publique de la région. Par conséquent, au niveau des deux sites, les valeurs de (EWI) en plomb ont enregistré un dépassement de PTWI pendant les deux saisons hivernale et printanière.

L'indice du quotient de danger (THQ) est un indicateur utile pour déterminer le danger potentiel (Traina *et al.*, 2019). Une valeur de THQ >1 indique que la quantité de métal ingérée est supérieure ou égale à la dose de référence orale (RfD) (Yi *et al.*, 2011; USEPA, 2019). Les valeurs du THQ de tous les métaux étaient inférieures à la valeur seuil (<1) au niveau des deux sites sauf pour le plomb qui a enregistré un dépassement de la (RfD) pendant l'hiver. Le TTHQ indique le risque non cancérigène total pour tous les éléments étudiés. Une valeur de TTHQ >10 indique qu'il y a des risques non cancérigènes mais qui peuvent causer des problèmes de santé pour le consommateur (Köşker *et al.*, 2022). Nos résultats montrent que tous les échantillons de moules ne représentent aucun risque cancérigène pour les enfants et les adultes dans les deux sites S1 et S2.

Discussion générale

Pour évaluer les risques de cancer pour le consommateur ayant ingéré des moules contaminées, des valeurs RC ont été calculées pour le plomb au niveau des deux sites S1 et S2. Les valeurs des RC de cette étude sont toutes supérieures à 10^{-6} pour les échantillons de moules (*M. galloprovincialis*) des sites S1 et S2. Cela signifie qu'il n'existe aucun risque de cancer suite à la consommation des moules capturées dans ces zones.

Les complexes industriels de liquéfaction de gaz naturel ont souvent été le théâtre des accidents majeurs ayant causé de graves dommages industriels. Pour mieux comprendre l'analyse des risques et la modélisation des scénarios accidentels dans les installations industrielles (stockage de la gazoline), nous avons utilisé trois outils, à savoir l'APR (analyse qualitative), HAZOP (analyse semi-quantitative) et le logiciel PHAST. La simulation nous permet de suivre les changements dans les phénomènes provoqués pendant l'accident afin de déterminer l'effet sur le personnel, les matériaux et l'environnement.

Le principal danger provient de l'inflammation d'un rejet accidentel du produit, lors des opérations de stockage statique ou de transfert. Ces rejets peuvent aller de simples émissions de vapeur provenant des fuites du joint du toit flottant ou les brides d'entrée de la gazoline, jusqu'à la libération majeure du produit provenant de la rupture du réservoir ou de la tuyauterie. Les résultats obtenus à partir de la modélisation montrent que les principales conséquences d'une fuite du système de stockage de gazoline sont un feu de nappe, un feu éclair, un feu de torche et une explosion (UVCE). Une fuite du système conduit à un feu de nappe avec un flux de rayonnement thermique de 3 kW/m^2 , et un rayon d'effet de 50 m, à partir du système de stockage. Ce flux de rayonnement thermique est douloureux pour les travailleurs et le personnel s'il ne peut pas se couvrir dans les 20 secondes, des brûlures graves sont probables, mais sans létalité. Un rayon de pollution dû au feu de nappe atteint un diamètre de 60041,9 m et une distance de 290 m. La simulation du Jet Fire pour une fuite de 80 mm au niveau du bac 2130-FB pendant une nuit avec une atmosphère stable et une vitesse de vent égale à 1,5m/s, la longueur des flammes atteint 55,48 m et la distance sous le vent du niveau d'intensité (5 kW/m^2) atteint 106,12 m. un UVCE avec une zone LIE (cercle bleu, 14756,6 ppm) et la moitié de la LIE (cercle grenat, 7378,32 ppm). La probabilité de décès des personnes qui se trouvent dans la zone LIE (rayon 100 m) est considérée comme étant de 1,0 en raison (i) d'une courte exposition à des traits élevés provenant du flux thermique de l'incendie, (ii) du contact direct des flammes avec la peau, (iii) des incendies secondaires des vêtements et (iiii) de l'inhalation de vapeurs brûlantes. Les personnes qui se trouvent dans la moitié de la zone LIE connaîtront des problèmes d'inhalation. Un autre effet mortel de l'UVCE est l'épuisement d'oxygène dans l'atmosphère.

Discussion générale

Les événements potentiels de la dispersion des nuages toxiques indiquent que la vitesse du vent et la stabilité atmosphérique peuvent avoir un effet significatif sur la dispersion des nuages toxiques qui détermine la distance finale des concentrations LII. Pendant une durée d'inflammation de 18,75 secondes, nous constatons que la concentration maximale du polluant a atteint 4690,54 ppm. Le polluant peut atteindre une surface de 60041,9 m². La dispersion du nuage toxique présente aussi des dangers importants pour les personnes.

Conclusion générale et perspectives

La préservation de la qualité du milieu marin littoral nécessite non seulement une connaissance quantitative des apports polluants vers l'environnement marin, mais également une connaissance des niveaux de présence des contaminants chimiques toxiques identifiés dans cet environnement. Ainsi, l'utilisation d'organismes marins pour l'évaluation et la détermination du niveau de contamination ont été orientées dans l'optique de cet objectif.

Ce travail représente une continuité des préoccupations environnementales ; il traite un sujet très intéressant pour les spécialistes impliqués dans la gestion environnementale et pour les facteurs responsables dans la prise de décisions au niveau de la protection du littoral algérien.

L'approche en matière de qualité des effluents d'eaux de rejets, présentée dans cette étude peut être décrite comme une approche écologique, suivant laquelle les pouvoirs publics donnent l'exemple en prenant les moyens nécessaires pour bien protéger l'environnement durant la conception, l'installation et l'exploitation des différents complexes industriels.

Après un suivi des résultats de six mois d'échantillonnage de l'année 2016, il ressort une légère contamination métallique qui dépasse les seuils recommandés par les législations nationale et européenne. En outre, les résultats des analyses physico-chimiques ont enregistré une forte pollution par les matières en suspension. Les deux paramètres de température et du pH enregistrent des valeurs élevées qui dépassent la norme nationale. Ces importantes concentrations ont pour cause principale, le manque de traitement préalable des eaux de rejets et l'absence ou le mauvais fonctionnement des stations d'épuration si elles existent. Ceci devra éveiller les consciences et la prise de décisions urgentes et efficaces, à même de sauver les eaux côtières littorales par l'application stricte du décret exécutif n° 07-300 du 27 septembre 2007 fixant les modalités d'application de la taxe complémentaire sur les eaux usées industrielles et voir la possibilité d'augmenter cette taxe afin de pousser les unités industrielles d'installer un système de prétraitement autonome. De ce fait, la préservation des écosystèmes aquatiques devient donc impérative devant leur dégradation et exige la mise en place des stations d'épuration et des décharges contrôlées pour les villes de l'ouest algérien.

L'étude de la répartition spatio-temporelle des concentrations des ETM (Pb, Zn, Ni, Fe et Cu) chez *Mytilus galloprovincialis*, prélevée au niveau des sites S1 (Complexe de liquéfaction de gaz naturel) et S2 (Oued Elma Kristel), a permis d'évaluer le niveau de contamination des secteurs littoraux et de mettre en évidence les facteurs influençant l'état de salubrité de chaque secteur. En effet, des différences significatives ont été observées dans les paramètres biométriques (longueur,

Conclusion générale et perspectives

hauteur, épaisseur), l'indice de condition (IC) et la bioaccumulation métallique entre les populations de moules au niveau des deux sites (S1 et S2) choisis.

Le suivi des variations des indices biologiques (paramètres biométriques et indice de condition) des moules des deux sites, a montré une bonne croissance des populations du site S2 par rapport à celles du site S1. Ces résultats pourraient être attribués à des différences dans le niveau de pollution entre les sites, comme cela a été confirmé par les teneurs en ETM et les indices métalliques enregistrés chez l'espèce bioindicatrice.

Le site S1 (Complexe industriel de liquéfaction de gaz naturel) est un site pollué. Les concentrations métalliques sont très élevées, dépassant largement les normes internationales. Ces teneurs en ETM proviennent très probablement des complexes industriels avoisinants de la région, des rejets sanitaires de la ville d'Arzew et des activités portuaires. Toutefois, il faut signaler que bien que le site S1 est très impacté, sa population de moules croît très bien et se développe normalement révélant ainsi la capacité de résister à ce type de pollution. D'autre part, nous avons enregistré une élévation significative des métaux (Pb, Zn, Ni et Fe) au niveau du site S2 ; Cela montre que cette zone malgré qu'elle n'avoisine pas une structure à caractère industriel, elle reste une zone polluée ; ceci est confirmée par les travaux de recherche récents.

Cette approche intégrative représente un moyen d'évaluation environnementale accessible permettant le suivi et la conservation des milieux marins côtiers à l'échelle nationale et internationale et qui pourrait être utilisé dans les programmes de biosurveillance marine pour indiquer l'impact de la pollution et évaluer la qualité du milieu marin côtier algérien.

Par ailleurs, la présence de résidus de métaux lourds dans les denrées alimentaires et particulièrement dans les produits de la mer, pose un grave problème à la fois de santé publique et d'inquiétude pour le consommateur. Pour freiner l'utilisation anarchique des différents produits chimiques (à base de métaux lourds) et éviter tout danger éventuel pouvant représenter une véritable menace pour l'homme, il devient urgent d'introduire, au plus haut niveau de la décision, une réflexion autour d'un plan national de contrôle. Ce dernier permettra, d'appliquer tout l'arsenal juridique et réglementaire national concernant ces produits, d'une part, mais également d'élaborer un dispositif de protection de la santé publique et de l'environnement et vis-à-vis de ces produits toxiques, d'autre part.

Les résultats obtenus ont révélé que la valeur moyenne annuelle de l'indice de condition (IC) de *M. galloprovincialis* du site S2 est significativement plus élevée par rapport à celles des IC de

Conclusion générale et perspectives

moules du site S1. Le suivi des résultats des paramètres biométriques et l'IC de *M. galloprovincialis* prouvent que la croissance des moules du site Oued Elma Kristel (S2) est plus importante que celle des moules du site S1.

Les valeurs des paramètres (longueur, hauteur et épaisseur) se présentent sous l'ordre décroissant suivant : site S2 > site S1. Les valeurs moyennes les plus élevées de ces paramètres du site (S1) sont enregistrées en automne et en été et les plus basses en hiver. On remarque par contre que la longueur et la hauteur moyennes de la coquille chez *M. galloprovincialis* du site S2 diminuent de manière significative en hiver, et augmentent en été.

Il apparaît que les teneurs en Zn, Cu, et Fe ne constituent pas un danger pour le consommateur, vu qu'elles restent inférieures aux doses maximales admissibles recommandées par le groupe FAO/OMS.

Enfin, le désir de sûreté et de sécurité faisant partie intégrante de la nature humaine, avoir une vie sans danger a toujours été le souhait et l'objectif de toute nation. Le développement de diverses industries a amélioré le bien-être des êtres humains, mais il a également créé de nouveaux dangers potentiels. En outre, les installations et les équipements de traitement utilisés pour la productivité, la rentabilité et la création de richesses dans diverses industries, ont un grand potentiel de nuisances pour les personnes, les biens et l'environnement. L'analyse et l'évaluation des risques sont l'un des outils les plus importants pour maintenir et améliorer le niveau de sécurité dans la société et surtout dans l'industrie. Dans les unités industrielles existantes ou en cours de conception, une évaluation des risques doit être effectuée pour les dangers qui peuvent survenir en raison d'une erreur humaine ou d'une défaillance de l'équipement. Les réservoirs de stockage des unités pétrochimiques contiennent de grandes quantités de substances dangereuses et parfois inflammables. Les bacs de stockage de la gazoline sont fragiles et facilement endommagés par une légère augmentation de la pression ou du vide ; ils sont donc plus sujets aux accidents que les autres équipements. Par conséquent, un petit accident peut causer des pertes de plusieurs millions de dinars et de dommages matériels et interrompre le processus de production, comme il peut également entraîner des pertes de vie.

Pour réduire le risque, il faut réduire deux facteurs : le facteur de conséquence, sa répétabilité, ou les deux à la fois. De nombreux accidents sont dus à la corrosion et à la dégradation des connexions et des équipements. L'une des stratégies pour réduire la reproductibilité consiste à augmenter les inspections périodiques et la surveillance. Étant donné que le scénario de déversement soudain du contenu d'un réservoir et la conséquence d'une explosion et d'un incendie est un événement

Conclusion générale et perspectives

instantané et imprévisible, le paramètre temps n'a aucun effet sur la réduction de la gravité des victimes. Au contraire, les conséquences des événements de fuite avec un taux de libération constant ou une fuite de 10 mm dépendent fortement du temps de fuite. Par conséquent, il est recommandé d'installer des capteurs sensibles aux fuites à proximité des équipements dangereux afin d'identifier la fuite le plus rapidement possible et de l'éliminer de manière à minimiser le nombre de dommages.

Nous concluons cette étude par une recommandation qui consiste à l'installation, au suivi régulier et à une bonne maintenance de stations d'épuration pour la protection du littoral algérien, en général, et les différents complexes industriels en particulier et de même protéger la population. La rénovation des équipements endommagés des stations de traitement des rejets industriels des différents complexes, est nécessaire et utile pour créer une conciliation entre le développement industriel et la protection de l'environnement marin qui est un patrimoine commun à préserver dans le cadre du développement durable.

Références Bibliographiques

- Adjagodo, A., Agassounon, D. T. M., Kelomè, N. C., Vissin, E. W., & Agbossou, E. (2017). Pollution physique et bactériologique de l'eau du fleuve dans la basse vallée de l'Ouémé pendant les périodes de basses et hautes eaux au Bénin. *European Scientific Journal*, 13(33), 1857-7881.
- Adjagodo, A., Tchibozo, M. A. D., Kelome, N. C., & Lawani, R. (2016). Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde: Synthèse bibliographique. *International journal of biological and chemical sciences*, 10(3), 1459-1472.
- AFNOR. (1985). *Norme Française. Huitres creuses. Dénominations et classification, NF V 45-056. Publication de l'Association Française de Normalisation (AFNOR)*, pp. 5.
- Aissaoui, M., Benhamza, M., & Guettaf, M. (2017). Caractéristiques hydro chimiques des eaux de l'oued Seybouse-Cas de la région de Guelma (Nord est Algérien). *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*, 35(1), 178-186.
- Ait Mohamed Amer, L. (2010). *Utilisation de Bioessais pour l'évaluation de l'impact anthropique sur l'oursin comestible Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816) de la côte orientale oranaise*. Université d'Oran1-Ahmed Ben Bella.
- Alfers, L. (2011). *Santé et sécurité au travail et travail ménager*.
- Alix, P., Novat, E., Hocquet, J., & Bigot, J. P. (2001). *Loss of confinement of liquefied gases. Evaluation of the source term; Perte de confinement de gaz liquéfiés. Evaluation du terme source*.
- Al-Muhaimeed, G. T. H., Divakaran, M. P., & Al Sedran, N. H. (2000). Pattern of hearing loss in sickle cell disease. *Australian Journal of Oto-Laryngology*, 3(5), 472.
- Amiard, J.-C., Bacheley, H., Barillé, A.-L., Barillé, L., Geffard, A., & Himery, N. (2004). Temporal changes in nickel and vanadium concentrations and in condition index and metallothionein levels in three species of molluscs following the "Erika" oil spill. *Aquatic Living Resources*, 17(3), 281-288.
- Amiard-Triquet, C., Burgeot, T., & Claisse, D. (1999). La surveillance de la qualité du milieu marin : L'expérience du Réseau National d'Observation (RNO) et le développement de biomarqueurs. *Océanis*, 25(4), 651-684.
- Aminot, A., & Chaussepied, M. (1983). Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Publications du centre National pour l'Exposition des Océans, *centre Océanologique de Bretagne, Brest*, pp. 395.
- Andral, B., Fiandrino, A., Roque D'Orbcastel, E., Pairaud, I., Galgani, F., Gonzalez, J.-L., & Bouchoucha, M. (2012). Partenariat Ifremer–Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse : Recherche–Surveillance–Expertise. *15 années au service de la Méditerranée*.
- Andral, B., Stanisiere, J. Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., & Boissery, P. (2004). Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9), 704-712.
- Aneziris, O. N., Papazoglou, I. A., Konstantinidou, M., & Nivolianitou, Z. (2014). Integrated risk assessment for LNG terminals. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 28, 23-35.
- Angelo, R. T., Cringan, M. S., Chamberlain, D. L., Stahl, A. J., Haslouer, S. G., & Goodrich, C. A. (2007). Residual effects of lead and zinc mining on freshwater mussels in the Spring

Références Bibliographiques

- River Basin (Kansas, Missouri, and Oklahoma, USA). *Science of the Total Environment*, 384(13), 467-496.
- Arbaoui, I., Hamou, A., Sayad, N., Boujemaa, Y., Naili, S., & Arbaoui, B. B. A. (2018). Etude acoustique de bruit généré par les unités industriels d'Arzew en limites batteries. *Maghrebien Journal of Pure and Applied Science*; Vol 4, No 1
- Ayache, M. (2016). Modélisation d'éléments traces (T, 3He, Nd, 14C) en mer Méditerranée pour l'étude des cycles biogéochimiques et de la circulation océanique. Université Paris-Saclay (ComUE).
- Azizi, A., & Boullam, Y. (2016). Etude des performances énergétiques d'un système de liquéfaction de gaz naturel. Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou.
- Azizi, G., Layachi, M., Akodad, M., Yáñez-Ruiz, D. R., Martín-García, A. I., Baghour, M., Mesfioui, A., Skalli, A., & Moumen, A. (2018). Seasonal variations of heavy metals content in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Cala Iris offshore (Northern Morocco). *Marine Pollution Bulletin*, 137, 688-694.
- Bachelot, M. (2010). Contamination de moules (*Mytilus sp.*) en milieu marin par des substances pharmaceutiques et produits de soin, *Mussels (Mytilus sp.) contamination in marine environment by pharmaceutical substances and care products*. Université Montpellier 1.
- Baker, T. J., Tyler, C. R., & Galloway, T. S. (2014). Impacts of metal and metal oxide nanoparticles on marine organisms. *Environmental pollution*, 186, 257-271.
- Banque Mondiale. (2022). *Algérie—Population urbaine (% de la population totale) | Statistiques*.
- Bat, L., Arıcı, E., & ÖZTEKİN, A. (2018). Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Black Sea : Evaluating Mussels. *Current World Environment*, 13.
- Batchi, M., Karkouri, J. A., Fenjiro, I., & Maaqili, M. E. (2017). Étude comparative de deux modèles (DRASTIC et SI) pour l'évaluation de la sensibilité de la nappe phréatique de Mnasra (Maroc nord-occidental) à la pollution d'origine agricole. *Physio-Géo. Géographie physique et environnement, Volume 11*, 43-64.
- Baumont, S., Camard, J.-P., Lefranc, A., Franconi, A., santé (Ile-de-France), O. régional de, & d'Ile-de-France, I. d'aménagement et d'urbanisme de la région. (2014). Réutilisation des eaux usées épurées : Risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. ORS Ile-de-France.
- Bayne, B. L. (1976). Aspects of reproduction in bivalve molluscs. In *Estuarine processes* (p. 432-448). Elsevier.
- Beaumont, A., & Cassier, P. (2004). Biologie animale-des Protozoaires aux Métazoaires Épithélienneuriens, *tome I: 459p*.
- Bélangier, D. (2009). Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier. Université de Sherbrooke.
- Belcheva, N., Istomina, A., Dovzhenko, N., Lishavskaya, T., & Chelomin, V. (2015). Using heavy metal content and lipid peroxidation indicators in the tissues of the mussel *Crenomytilus grayanus* for pollution assessment after marine environmental remediation. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 95(4), 481-487.
- Bellan, G., & Pérès, J.-M. (1994). *La pollution des mers*. Presses universitaires de France (réédition numérique FeniXX)
- Benaissa, M., Rouane-Hacene, O., Boutiba, Z., Guibbolini-Sabatier, M. E., & Faverney, C. R.-D. (2017). Ecotoxicological impact assessment of the brine discharges from a desalination plant in the marine waters of the Algerian west coast, using a multibiomarker approach in

Références Bibliographiques

- a limpet, *Patella rustica*. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(31), 24521-24532.
- Benali, I., Boutiba, Z., Merabet, A., & Chèvre, N. (2015). Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 385-394.
- Benedicto, J., Andral, B., Martínez-Gómez, C., Guitart, C., Deudero, S., Cento, A., Scarpato, A., Caixach, J., Benbrahim, S., & Chouba, L. (2011). A large scale survey of trace metal levels in coastal waters of the Western Mediterranean basin using caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Journal of Environmental Monitoring*, 13(5), 1495-1505.
- Benmessaoud, F. (2007). Qualité physico-chimique, métallique et bactériologique des eaux de l'estuaire du Bou Regreg et impact sur la biologie et la démographie de *Venerupis decussata* (Linné, 1758) et *Cardium edule* (Linné, 1767). Université Mohamed V- Agdal Faculté des Sciences, Rabat.
- Bensaâd-Bendjedid, L., Belhaoues, S., Kerdoussi, A., Djebbari, N., Tahri, M., & Bensouilah, M. (2018). Age structure, growth and shell form of *Cerastoderma glaucum* (Bivalvia : Cardiidae) from El Mellah lagoon, Algeria. *AACL Bioflux*, 2018, Volume 11, Issue 3., 11(3), 894-904.
- Benzaoui, M. Y. (2010). Mesure du stress sur la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) de la baie de Kristel (Est oranais). Université d'Oran1-Ahmed Ben Bella.
- Beyer, J., Green, N. W., Brooks, S., Allan, I. J., Ruus, A., Gomes, T., Bråte, I. L. N., & Schøyen, M. (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring : A review. *Marine environmental research*, 130, 338-365.
- Bliefert, C., & Perraud, R. (2001). Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets. De Boeck Université.
- Bordjiba, O., Bekhouche, F., Hassaine, A., & Djenidi, R. (2009). Impact de la pollution par les hydrocarbures sur la qualité des eaux usées dans la région de Skikda (Nord-Est Algérien). *European Journal of Scientific Research*, 26(1), p87-97.
- Borghi, R., & Destriau, M. (1995). Combustion et les flammes. Editions OPHRYS.
- Bouafia, A., Bougofa, M., Rouainia, M., & Medjram, M. S. (2020). Safety risk analysis and accidents modeling of a major gasoline release in petrochemical plant. *Journal of Failure Analysis and Prevention*, 20(2), 358-369.
- Bouras, D., Metallah, A., Mouffok, S., & Boutiba, Z. (2007). Evolution bioclimatique et actions de développement sur le littoral occidental Algerien. *LARHYSS Journal*.
- Bourblanc, M., & Brives, H. (2009). La construction du caractère «diffus» des pollutions agricoles. *Études rurales*, 183, 161-176.
- Brahimi, S., Bouyakoub, I., Taounza, R., Boudjenah, M., Morsli, H., & Koheil, A. (2021). *Essai de captage des naissains de moules dans la baie de Bou-ismail*.
- Burger, J. (2006). Bioindicators : A review of their use in the environmental literature 1970–2005. *Environmental Bioindicators*, 1(2), 136-144.
- Campillo, J. A., Fernández, B., García, V., Benedicto, J., & León, V. M. (2017). Levels and temporal trends of organochlorine contaminants in mussels from Spanish Mediterranean waters. *Chemosphere*, 182, 584-594.

Références Bibliographiques

- Campillo, J. A., Sevilla, A., González-Fernández, C., Bellas, J., Bernal, C., Cánovas, M., & Albentosa, M. (2019). Metabolomic responses of mussel *Mytilus galloprovincialis* to fluoranthene exposure under different nutritive conditions. *Marine environmental research*, 144, 194-202.
- Casas, S. (2005). Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Doctorat de l'université du Sud Toulon Var. Spécialité : Océanologie biologique, Environnement marin, France. pp. 363.
- Catsiki, V.-A., & Florou, H. (2006). Study on the behavior of the heavy metals Cu, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn and ¹³⁷Cs in an estuarine ecosystem using *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator species: The case of Thermaikos gulf, Greece. *Journal of environmental radioactivity*, 86(1), 31-44.
- CEERI. (2019). Etude de danger réalisé au complexe de liquéfaction du gaz naturel GL2/z. Cabinet d'Études Environnementales et Risques Industriels.
- Çelik, M. Y., Karayücel, S., Karayücel, İ., Öztürk, R., & Eyüboğlu, B. (2012). Meat yield, condition index, and biochemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) in Sinop, South of the Black Sea. *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 21(3), 198-205.
- Chafaa, M. (2015). Bio-surveillance des métaux lourds (Pb, Zn, Cu) à la sortie de la station d'épuration de Tiaret (Algérie) au moyen des végétaux aquatiques : *Plante Lemna minor*, *algue Spyrogyre link sp et bryophyte Fontinalis antipyretica*. Université Djilali Liabès de Sidi Bel Abbès.
- Chandurvelan, R., Marsden, I. D., Gaw, S., & Glover, C. N. (2013). Field-to-laboratory transport protocol impacts subsequent physiological biomarker response in the marine mussel, *Perna canaliculus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 164(1), 84-90.
- Chapron, C. (1999). Principes de zoologie : Structure-fonction et évolution. Dunod.
- Charles, M. (2019). Etude des organismes pathogènes, des conditions physiologiques et pathologiques impliqués dans les mortalités anormales de moules (*Mytilus sp.*).
- Cheng, R., Chen, W., Hao, H., & Li, J. (2022). Dynamic response of road tunnel subjected to internal Boiling liquid expansion vapour explosion (BLEVE). *Tunnelling and Underground Space Technology*, 123, 104363.
- Chettouh, S. (2021). Proposition d'une démarche de Retour d'Expérience pour l'évaluation et la prévention des accidents industriels. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 7(1).
- Chevassus-au-Louis, B. (2007). L'analyse des risques : L'expert, le décideur et le citoyen. Editions Quae.
- Chiffolleau, J.-F., Auger, D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., Gonzalez, J.-L., & Romana, L.-A. (2001). Spatiotemporal changes in cadmium contamination in the Seine estuary (France). *E-stuaries*, 24(6), 1029-1040.
- Christel, T. (2009). Le risque d'eutrophisation des lagunes Méditerranéennes : Le cas de la lagune de Thau (Hérault), Université Paul-Valéry Montpellier 3- p 121.

Références Bibliographiques

- Claisse, D., & Raffin, B. (1994). Surveillance du milieu marin (travaux du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin). *RNO. Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin*.
- CNRS. (2019). Dossier scientifique : l'eau. Dégradations. La pollution par les phosphates.
- Collard, M. (2018). Comparaison de l'exposition aux polluants organiques persistants et au mercure chez les phoques gris et les phoques communs en Mer du Nord. Université de Liège.
- Copat, C., Maggiore, R., Arena, G., Lanzafame, S., Fallico, R., Sciacca, S., & Ferrante, M. (2012). Evaluation of a temporal trend heavy metals contamination in *Posidonia oceanica* (L.) Delile,(1813) along the western coastline of Sicily (Italy). *Journal of Environmental Monitoring*, 14(1), 187-192.
- Copin-Montegut, G. (2002). Propriétés physiques de l'eau de mer. Ed. Techniques Ingénieur.
- Cossa, D. (1989). A review of the use of *Mytilus* spp as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica acta*, 12(4), 417-432.
- Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M., & Romeo, M. (1993). Le plomb en milieu marin. *Biogéochimie et écotoxicologie*. Editions Ifremer, Plouzané, France. 375.
- Crawley, F., & Tyler, B. (2015). HAZOP: Guide to best practice. Elsevier.
- Custer, K. W., Kochersberger, J. P., Anderson, P. D., Fetters, K. J., Hummel, S., & Burton Jr, G. A. (2016). Macroinvertebrate responses to nickel in multisystem exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(1), 101-114.
- Daby, D. (2006). Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, air, and soil pollution*, 174(1), 63-91.
- d'Adamo, R., Di Stasio, M., Fabbrocini, A., Petitto, F., Roselli, L., & Volpe, M. G. (2008). Migratory crustaceans as biomonitors of metal pollution in their nursery areas. The Lesina lagoon (SE Italy) as a case study. *Environmental monitoring and assessment*, 143(1), 15-24.
- Daghrir, R. (2010). Développement d'un procédé hybride d'oxydation électrolytique et d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées non connectées à des infrastructures communautaires. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
- Danis, P. (2003). Dessalement de l'eau de mer. Ed. Techniques Ingénieur.
- da Silva, M. do C. L. (2008). Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- Dauvin, J.-C. (2002). Patrimoine biologique et chaînes alimentaires (Numéro 7). Editions Quae.
- Debieche, T. H. (2002). Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle : Application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien. Besançon.
- Dellali, M. (2001). Utilisation d'indicateurs microbiologiques et biochimiques chez *Ruditapes decussatus* et *Mytilus galloprovincialis* dans la biosurveillance de la lagune de Bizerte : Validation de certains biomarqueurs. faculté des sciences de Bizerte.
- Deronzier, G., & Choubert, J.-M. (2004). Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. *Document technique FNDAE*, 29.

Références Bibliographiques

- Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O., & Belghity, D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès.
- Desroches, A., & Gatecel, C. (2006). L'analyse préliminaire des risques : Un outil adapté aux établissements de soins. *Risques Qualité*, 3(3).
- DGHT, (Direction générale Humanisation du travail) (2006). *L'analyse des risques*. Service Public Fédéral Emploi, Travail et Concertation Sociale. Bruxelles.
- Directive 91/271/CEE. (1991). *Directive du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires*.
- Dû-Lacoste, L. (2008). Etude des phénomènes de biotransformation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par les organismes aquatiques (poissons) : Relation exposition-génotoxicité. Bordeaux 1.
- Dunjó, J., Fthenakis, V., Vilchez, J. A., & Arnaldos, J. (2010). Hazard and operability (HAZOP) analysis. A literature review. *Journal of hazardous materials*, 173(1-3), 19-32.
- DWAF. (1996). *South African Water Quality Guidelines. 2nd Edition, Volume 7 Aquatic Ecosystems. Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria. - References—Scientific Research Publishing (Vol. 7)*.
- EEA. (2019). *Projected change of global mean sea level European Environment Agency*.
- El Hmadi, A., Talhaoui, A., Manssouri, I., Jaddi, H., Ben-Daoud, M., Kasse, Z., El Ouali, A., & Essahlaoui, A. (2022). Assessment of the physicochemical water quality of the Moulouya River, Morocco, using the SEQ-Eau index. *Environmental monitoring and assessment*, 194(1), 1-17.
- El Watan. (2020). «Le secteur minier constituera une alternative immensément riche aux hydrocarbures».
- Embarek, M. C., & Hadjadj, E. A. (2010). Study of methodologies for risk assessment in operational system safety. *Journal of failure analysis and prevention*, 10(6), 540-544.
- Eveillard, S. (2013). Propagation d'une onde de choc en présence d'une barrière de protection. Université d'Orléans.
- Eymery, F., Choubert, J.-M., Lepot, B., Gasperi, J., Lachenal, J., & Coquery, M. (2012). Pratiques d'échantillonnage et de conditionnement en vue de la recherche de micropolluants prioritaires et émergents en assainissement collectif et industriel. *Guide technique AQUAREF*, 85.
- Fabiano, B., & Currò, F. (2012). From a survey on accidents in the downstream oil industry to the development of a detailed near-miss reporting system. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(5), 357-367.
- Fabriol, H., & Ledoux, E. (2011). Les travaux souterrains : Perturbations hydrodynamiques et risques de pollution. *Géosciences*, 13, 88-93.
- Fahmy, S. R., & Sayed, D. A. (2017). Toxicological perturbations of zinc oxide nanoparticles in the *Coelatura aegyptiaca* mussel. *Toxicology and industrial health*, 33(7), 564-575.
- Falzon, P. (2004). Ergonomie. Presses universitaires de France.
- FAO. (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*.
- FAO. (2022). *Mytilus galloprovincialis*. Programme d'Information sur les espèces aquatiques cultivées. *Texte de Figueras, A.. Division des pêches et de l'aquaculture*. Rome.

Références Bibliographiques

- FAO/WHO. (2011). Evaluation of certain food additives and contaminants : Seventy-third [73rd] report of the Joint FAO/WHO *Expert Committee on Food Additives*. World Health Organization.
- Fassin, D. (2021). Les Mondes de la santé publique : Excursions anthropologiques. Cours au collège de France 2020-2021. Seuil.
- Fathallah, Z., Elkharrim, K., Fathallah, R., Hbaiz, E. M., Hamid, C., Ayyach, A., Elkhadmaoui, A., & Belghyti, D. (2014). Etude physico-chimique des eaux usées de l'unité industrielle papetière (CDM) a sidi yahia el gharb (maroc). *LARHYSS Journal*.
- Fischer, H. (1984). Cadmium body burden/shell weight of mussels: A precise index for environmental monitoring. *International Council for the Exploration of the Sea Council Meeting documents, CMCESRE*, 1-19.
- Fischer, W. (1987). Fiches FAO d'identification des especes pour les besoins de la peche.(Rev 1). Mediterranee et mer Noire. Zone de Peche 37. *Vertebres*, 2.
- Fishstat, F. A. O. (2002). FAO Fisheries Department. *Fishery Information, Data and Statistics Unit*.
- Gagnaire, B. (2005). Étude des effets des polluants sur les paramètres hématologiques de l'huître creuse *Crassostrea gigas* : Interactions entre environnement, mécanismes de défense et maladies infectieuses. La Rochelle.
- Gallo, J. M., & Almirall, J. R. (2009). Elemental analysis of white cotton fiber evidence using solution ICP-MS and laser ablation ICP-MS (LA-ICP-MS). *Forensic Science International*, 190(1-3), 52-57.
- Gervais, A. (2002). Analyse multi-échelles de la morphologie, de la géométrie et de l'architecture d'un système turbiditique sableux profond (Système du Golo, Marge est-Corse, Mer Méditerranée) : Implications pour la reconnaissance des processus de transport et de dépôt des sédiments et pour la construction des lobes sableux en domaine profond. Bordeaux 1.
- Ghodbani, T., & Bougherira, A. (2019). Le littoral algérien entre protection de l'environnement et impératifs du développement, Enjeux et Perspectives. *Geo-Eco-Trop*, 43(4), 559-568.
- GIEC. (2013). Changements climatiques. Les éléments scientifiques. Contribution du groupe de travail I au cinquième rapport d'évaluation du groupe d'expert intergouvernemental sur l'évolution du climat. Suisse. 222 p.
- Girard, T. (2011). Polluer pour régner? *Ecologie politique*, 2, 95-103.
- Gobert, S., & Richir, J. (2019). Des indices pour la définition de l'état des masses d'eau en milieu marin : Mises au point, applications et aide à la gestion. *Geo-Eco-Trop*, 43(3).
- Goldberg, E. D. (1975). The mussel watch-a first step in global marine monitoring. *Mar. Pollut. Bull.*, 6, 111.
- Goldberg, E. D., Koide, M., Hodge, V., Flegal, A. R., & Martin, J. (1983). U.S. Mussel Watch : 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16(1), 69-93.
- González-Fernández, C., Albentosa, M., Campillo, J. A., Viñas, L., Franco, A., & Bellas, J. (2016). Effect of mussel reproductive status on biomarker responses to PAHs : Implications for large-scale monitoring programs. *Aquatic Toxicology*, 177, 380-394.
- Gonzalez, J.-L. (2017). Contribution à l'étude de la dynamique des contaminants chimiques et à la surveillance du milieu marin : Apports de la modélisation et des techniques

Références Bibliographiques

- d'échantillonnage passif. Ifremer, Département RBE, Unité Biogéochimie et Ecotoxicologie, La Seyne/mer.
- Gonzalez, J.-L., Thouvenin, B., & Dange, C. (2007). Rôle des particules sur le comportement et la spéciation de métaux traces : Exemple du cadmium. *La Houille Blanche*, 4, 56-62.
- Gorny, J. (2015). Régulation des réactions d'oxydo-réduction d'espèces chimiques (arsenic et chrome) dans les sédiments fluviaux de la Marque : De l'expérimentation à la modélisation. Université Lille1-Sciences et Technologies.
- Gosling, E. (2003). Bivalve culture. *Bivalve Molluscs Biology, Ecology and Culture*. Fishing News Books, a division of Blackwell Publishing.
- Grassé, P. P., & Doumenc, D. (1998). Zoologie : Invertébrés. 6ème édition de l'Abrégé Zoologie Invertébrés. (Edt. Masson et C éditeurs).
- Grimes, S. (2003). Bilan et Diagnostic National de la pollution marine de la côte algérienne liée à des activités menées à terre. *Programme d'actions stratégiques (PAS) destiné à combattre la pollution due à des activités menées à terre et de sa stratégie opérationnelle. Final Report PAM/PAS MED/MEDPOL*, 119.
- Gueddah, D. (2003). Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la région de Skikda : Impact sur l'écosystème marin côtier. *Mémoire de magister. Université d'Annaba*, 115.
- Guendouzi, Y. (2019). *Etude de la bioaccumulation des métaux traces et des radioéléments chez la moule M. galloprovincialis et l'oursin P. lividus dans le littoral algérien*. Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem.
- Guendouzi, Y., Soualili, D. L., Boulahdid, M., & Boudjellal, B. (2018). Biological Indices and Monitoring of Trace Metals in the Mussel from the Southwestern Mediterranean (Algeria) : Seasonal and Geographical Variations. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 34(1), 103-112.
- Guerra-García, J. M., & García-Gómez, J. C. (2004). Polychaete assemblages and sediment pollution in a harbour with two opposing entrances. *Helgoland Marine Research*, 58(3), 183-191.
- Guetarni, I. H. M. (2019). *Analyse Quantitative des Risques : Application sur les Bacs de Stockage*. Université d'Oran 2.
- Gvozdenović, S., Mandić, M., & Peraš, I. (2020). Morphometry and condition index in Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) from Boka Kotorska Bay (Montenegro, southeast Adriatic Sea). *Stud. Mar*, 33(2), 15-26.
- Hadj-Mabrouk, H. (2006). Méthode d'analyse préliminaire des risques. *Congrès LMI5, Maîtrise des Risques et sûreté de fonctionnement, Risques et Performances*, 1-7.
- Hadj-Mabrouk, H., & Hamdaoui, F. (2008). Apport du retour d'expérience à l'analyse des risques. *16ème Congrès " Lambda Mu", Maîtrise des risques et sûreté de fonctionnement_LM16, communication 7BI-8*, 1-5.
- Hadj-Mabrouk, H., & Harguem, B. (2014). *Méthode originale d'Analyse Préliminaire des Risques*. Cépaduès.
- Hay, J., & Cujus, A. (2012). *Coûts associés à la dégradation du milieu marin : Marées noires et rejets illicites d'hydrocarbures. Sous-région marine Manche-Mer du Nord. Evaluation initiale DCSMM*. Ifremer.
- Hebbar, C. (2005). *Surveillance de la qualité bactériologique des eaux de baignade-Cas des plages d'Ain-Franin et de Kristel*. Université d'Oran1-Ahmed Ben Bella.

Références Bibliographiques

- Hébert, S., & Légaré, S. (2000). *Suivi de la qualité de l'eau des rivières et des petits cours d'eau*. Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ).
- Hellal, S. (2016). *Etude de la nature de l'eau de source de Ain Franine (Kristel, wilaya d'Oran) et son utilisation*. Université Djillali Liabes. Sidi Bel Abbes.
- Hidouci, S., & Djebar, B. (2010). *L'évaluation de la pollution fécale des eaux littorales de la ville d'Annaba (Est algérien)*. Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (I.N.S.T.M. Salammbô). Numéro Spécial (14) : Actes des Onzèmes Journées Tunisiennes des Sciences de la Mer (Nabeul TUNISIE 19 – 22 décembre 2009). 170-177.
- His, E., & Cantin, C. (1995). *Biologie et physiologie des coquillages*. R.INT.DEL/95.06/ARCACHON.
- Hosseini, S. M., Mirghaffari, N., Sufiani, N. M., Hosseini, S. V., & Ghasemi, A. F. (2013). Risk assessment of the total mercury in Golden gray mullet (*Liza aurata*) from Caspian Sea. *International Journal of Aquatic Biology*, 1(6), 258-265.
- Huang, H., Wu, J. Y., & Wu, J. H. (2007). Heavy metal monitoring using bivalved shellfish from Zhejiang coastal waters, East China Sea. *Environmental monitoring and assessment*, 129(1), 315-320.
- Hudson, P. (2003). Applying the lessons of high risk industries to health care. *BMJ Quality & Safety*, 12(suppl 1), 7-12.
- IEC. (2019). *Management du risque – Techniques d'appréciation du risque*. Commission Electrotechnique Internationale (IEC).
- Igbinosa, E. O., & Okoh, A. I. (2009). Impact of discharge wastewater effluents on the physico-chemical qualities of a receiving watershed in a typical rural community. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 6(2), 175-182.
- INERIS. (2002). *DRA – 2002 – 29576 « Évaluation des versions 6.0 et 6.1 du logiciel PHAST _ Rapport de synthèse de Novembre 2002 »*. Direction des Risques Accidentels.
- INERIS. (2006). *Méthodes d'analyse des risques générées par une installation industrielle*. Oméga 7.
- Ivanovsky, A. (2016). *Ouvrages d'assainissement des eaux et qualité du milieu récepteur en zone urbaine : Cas de rejets dans La Marque à Villeneuve d'Ascq*. Université Lille1-Sciences et Technologies.
- Jana, U. (2009). *Etude des interactions entre la plante *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh et le ver de terre *Aporrectodea caliginosa* (Savigny) : Application à la phytoremédiation de l'arsenic et de l'antimoine*. Paris Est.
- Jang, S. H., Jeong, Y. G., Min, B. G., Lyoo, W. S., & Lee, S. C. (2008). Preparation and lead ion removal property of hydroxyapatite/polyacrylamide composite hydrogels. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2-3), 294-299.
- Jolly, S. (2014). *Formalisation du savoir et des outils dans le domaine des risques majeurs*. Modélisations de feux industriels (INERIS).
- JORADP. (2006). *Décret exécutif algérien n° 06-141 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels*.
- Jost-Tse, Y.-C. (2018). *Les plantes hyperaccumulatrices de métaux lourds : Une solution à la pollution des sols et de l'eau?* Editions Publibook.

Références Bibliographiques

- Jović, M., & Stanković, S. (2014). Human exposure to trace metals and possible public health risks via consumption of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Adriatic coastal area. *Food and chemical toxicology*, 70, 241-251.
- Jurd, R. D. (2000). *Découvrez Biologie animale*. Berti (éditions).
- Kabour, A., & Chebbah, L. (2017). Caractérisation hydrochimique et mise à jour de la salinité des eaux souterraines en région aride : Cas de l'aquifère du grès carbonifère de Kénadsa (Sud-Ouest Algérien). *Géo-Eco-Trop*, 41(1), 99-106.
- Kacemi. (2006). Protection du littoral en Algérie entre politiques et pouvoirs locaux : Le cas du pôle industriel d'Arzew (Oran-Algérie). *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(3).
- Kantin, R., & Pergent-Martini, C. (2007). Monitoring de la qualité des eaux et de l'environnement marin-Rapport final-Région Corse. *Programme INTERREG IIIA Sardaigne/Corse/Toscane, MONIQUA NMCD IIIA-03/08, Convention Ifremer PAC-Equipe Ecosystèmes Littoraux & Collectivité Territoriale de Corse MCD IIIA-03/08, Ifremer publ., La Seyne. La Seyne.*
- Ke, S., Cheng, X.-Y., Zhang, J.-Y., Jia, W.-J., Li, H., Luo, H.-F., Ge, P.-H., Liu, Z.-M., Wang, H.-M., & He, J.-S. (2015). Estimation of the benchmark dose of urinary cadmium as the reference level for renal dysfunction : A large sample study in five cadmium polluted areas in China. *BMC public health*, 15(1), 1-10.
- Kessouri, F. (2015). *Cycles biogéochimiques de la mer Méditerranée : Processus et bilans*. Université Toulouse III Paul Sabatier.
- Key, P. B., Wirth, E. F., & Fulton, M. H. (2006). A review of grass shrimp, *Palaemonetes* spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental Bioindicators*, 1(2), 115-128.
- Khan, F. I., & Abbasi, S. A. (1997). Accident hazard index : A multi-attribute method for process industry hazard rating. *Process safety and environmental protection*, 75(4), 217-224.
- Khan, F. I., & Abbasi, S. A. (1999). Major accidents in process industries and an analysis of causes and consequences. *Journal of Loss Prevention in the process Industries*, 12(5), 361-378.
- Khelil, F. Z. (2007). *Evaluation de la contamination bactérienne de l'eau de mer et d'un mollusque la moule, Mytilus Galloprovincialis(Lmck,1819) : Peché du port d'Oran*. Université d'Oran1-Ahmed Ben Bella.
- Kies, F., & Kerfouf, A. (2014). Impact of the climate change on the West coast of Algeria : Gulf of Oran, Arzew and Mostaganem. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 2(3).
- Kime, D. E. (1998). *Endocrine disruption in fish*. Springer Science & Business Media.
- Kletz. (1997). Hazop—Past and future. *Reliability Engineering & System Safety*, 55(3), 263-266.
- Kletz. (2018). *HAZOP and HAZAN: identifying and assessing process industry hazards*. CRC Press.
- Kolhe, A. S., Ingale, S. R., & Bhole, R. V. (2009). Effluent of dairy technology. *Shodh Samiksha aur Mulyankan (International Research Journal)*, 2, 459-461.
- Koller, E. (2004). *Traitement des pollutions industrielles : Eau, air, déchets, sols, boues*. Dunod.
- Kosker, A. R. (2020). Metal and fatty acid levels of some commercially important marine species from the northeastern Mediterranean : Benefits and health risk estimation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(6), 1-16.

Références Bibliographiques

- Köşker, A. R., Gündoğdu, S., Ayas, D., & Bakan, M. (2022). Metal levels of processed ready-to-eat stuffed mussels sold in Turkey : Health risk estimation. *Journal of Food Composition and Analysis*, 106, 104326.
- Kouti, A. (2014). *Contribution à l'évaluation de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau des principales zones humides de l'éco-complexe de Guerbes Sanhadja (wilaya de Skikda)*. Université du 20 Août 1955 Skikda.
- Kouzmine, Y., & Fontaine, J. (2018). Démographie et urbanisation au Sahara algérien à l'aube du XXI^e siècle. *Les Cahiers d'EMAM. Études sur le Monde Arabe et la Méditerranée*, Article 30.
- Krenkel, P. (2012). *Water quality management*. Elsevier.
- Kucuksezgin, F., Kontas, A., Altay, O., Uluturhan, E., & Darilmaz, E. (2006). Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. *Environment international*, 32, 41-51.
- Lafabrie, C., Pergent, G., Kantin, R., Pergent-Martini, C., & Gonzalez, J.-L. (2007). Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species – Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere*, 68(11), 2033-2039.
- Lakhili, F., Mohammed, B., Nouzha, B., Hamid, L., & Aberrahim, L. (2015). Etude de la qualité physicochimique et de la contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Beht (Maroc). *European Scientific Journal*, 11(11).
- Langrée, C. (2021). *CFD simulation of deflagrations in open congested environment for industrial accident application*. Normandie.
- Larouée, J. (2015). *Théorie et pratique des modèles d'erreur humaine dans la sécurité des barrages hydroélectriques : Le cas des études de dangers de barrages d'EDF*. Paris, ENMP.
- Lasmoles, O. (2014). *La gestion des risques maritimes environnementaux : Contribution au renforcement de la protection de l'environnement marin*. Université Panthéon-Sorbonne-Paris I.
- Lavoie, M., Campbell, P., & Fortin, C. (2016). Importance de mieux connaître les mécanismes de transport des métaux pour la prédiction de l'accumulation et de la toxicité des métaux dissous chez le phytoplancton : Récentes avancées et défis pour le développement du modèle du ligand biotique. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 29(2), 119-147.
- Le Gall, P. (1970). Etude des moulières Normandes renouvellement, croissance. *Vie et milieu*, Observatoire Océanologique - Laboratoire Arago, pp.545-590.
- Lefranc, H. (2013). *Le saturnisme des oies cendrées dans les marais du Guadalquivir (Pluralité de l'exposition et aspects méthodologiques)*. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés EPHE (Sciences de la Vie et de la Terre).
- Légifrance. (2005). *Arrêté du 29 septembre 2005 modifiant l'arrêté du 10 mai 2000 modifié relatif à la prévention des accidents majeurs impliquant des substances ou des préparations dangereuses présentes dans certaines catégories d'installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation*.
- Leroy, G. (2010). *Feu torche-Accidentologie, description, modélisation*. Direction des Risques Accidentels. Oméga 8.
- Lewis, R. J. (Éd.). (2007). *Hawley's Condensed Chemical Dictionary* (1^{re} éd.). Wiley.

Références Bibliographiques

- Lizhong, Y., Xiaodong, Z., Zhihua, D., Weicheng, F., & Qing'an, W. (2002). Fire situation and fire characteristic analysis based on fire statistics of China. *Fire safety journal*, 37(8), 785-802.
- Louafi, K., & Chorfi, S. (2021). *Impact de la pollution des eaux sur l'environnement*. Université laarbi tebessi tebessa.
- Lubet. (1959). *Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les mytilidés et les pectinidés*. Institut scientifique et technique des pêches maritimes.
- Lubet. (1973). *Exposé synoptique des données biologiques sur la moule, Mytilus galloprovincialis (Lamarck 1819) (Atlantique et Méditerranée)*. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture.
- Lupo, C., Bougeard, S., Le Bihan, V., Blin, J. L., Allain, G., Azéma, P., Benoit, F., Béchemin, C., Bernard, I., & Blachier, P. (2021). Mortality of marine mussels *Mytilus edulis* and *M. galloprovincialis*: Systematic literature review of risk factors and recommendations for future research. *Reviews in Aquaculture*, 13(1), 504-536.
- Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., & Van Clooster, M. (2011). Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). *LARHYSS Journal*.
- Marengo, M., Durieux, E. D., Ternengo, S., Lejeune, P., Degrange, E., Pasqualini, V., & Gobert, S. (2018). Comparison of elemental composition in two wild and cultured marine fish and potential risks to human health. *Ecotoxicology and environmental safety*, 158, 204-212.
- Martin, J.-C. (2008). *Incendies et explosions d'atmosphère*. PPUR presses polytechniques.
- Masson, M. (1975). *Etude expérimentale de la croissance et de la nutrition de Mytilus galloprovincialis (LMK) (Mollusque pélécyfode)*. Université de caen.
- Maurizi, B., & Verrel, J.-L. (2002). Des indicateurs pour les actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, 30, 3-14.
- Mazouni, M. (2008). Pour une meilleure approche de management des risques. *Institut polytechnique de lorraine*.
- McDonald, J. H., Seed, R., & Koehn, R. K. (1991). Allozymes and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern Hemispheres. *Marine Biology*, 111(3), 323-333.
- Mekhalif, F. (2009). *Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement*. Université du 20 Août 1955 skikda.
- Mélila, M., Poutouli, W., Amouzou, K. S., Gado, T., Tchao, M., & Doh, A. (2012). Évaluation de l'impact du rejet des déchets phosphates dans la mer sur la biodiversité marine dans trois localités côtières au Togo à partir des biomarqueurs du stress oxydatif chez *Sphyrna barracuda* (HECKEL, 1843). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(2), 820-831.
- Messrouk, H., Hadj, M. M., Touil, Y., & Amrane, A. (2014). *Physico-chemical characterization of industrial effluents from the town of Ouargla (South East Algeria)*. *Energy Procedia*, 50, 255-262.
- Mezedjri, L. (2008). *Modélisation de l'Impact de la Pollution Industrielle Hydrique dans le Golfe de Skikda (Littoral Est algérien)*. Université Badji Mokhtar Annaba.
- Miquel, G. (2001). *Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire des choix scientifiques et technologiques n° 261. Sénat.* (p. 366).

Références Bibliographiques

- Miquel, G., Deutsch, J.-C., Meybeck, M., Montiel, A., & Vasel, J.-L. (2003). La qualité des eaux souterraines l'échec des réglementations. *Flux*, 2, 8-16.
- Mizi, A. (2006). *Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de BEJAIA et valorisation des déchets oléicoles*. Université de Badji Mokhtar. Annaba.
- Mohamed Ben Ali, R. (2014). *Evaluation de la pollution des eaux issue de la zone industrielle de Skikda*. Université constantine 1.
- Morneau, C. (2011). La gestion des risques d'accidents industriels majeurs : État de la situation sur le territoire de la pointe-de-l'île. *Stagiaire en gestion des risques majeurs*. 67p.
- Mortazavi, S., & Norozi Fard, P. (2017). Risk assessment of non-carcinogenic effects of heavy metals from Dez river fish. *Iranian Journal of Health Sciences*, 5(4), 10-25.
- Mortureux, Y. (2001). La sûreté de fonctionnement : Méthodes pour maîtriser les risques. In *Techniques de l'ingénieur Conception et Production*. Editions T.I. Mortureux, Y. (2002). *Analyse préliminaire de risques*.
- Mosnier, M. (2006). *Etude expérimentale de la fissuration dynamique de plaques : Application à la fragmentation de réservoirs*. Université d'Orléans.
- Mozas, M., & Ghosn, A. (2013). État des lieux du secteur de l'eau en Algérie. *Institut de Perspective Économique du Monde Méditerranéen (IPMED)*.
- MPO, Ministère des Pêches et des Océans (2003). *Profil de la moule bleue (Mytilus edulis) Région du Golfe*. pêche et Océans Canada., pp59.
- Muller, A. (2010). *Développement d'une méthode de modélisation pour l'évaluation de la performance de stratégies de sécurité incendie*. Mulhouse.
- Naciri, M. (1998). Dynamique d'une population de moules, *Mytilus galloprovincialis* (Lmk.), vivant sur la côte atlantique marocaine. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat*, 21, 43-50.
- Nicholson, S. (1999). Cardiac and lysosomal responses to periodic copper in the mussel *Perna viridis* (Bivalvia : Mytilidae). *Marine Pollution Bulletin*, 38(12), 1157-1162.
- Noret, E., Prod'Homme, G., Yalamas, T., Reimeringer, M., Hanus, J.-L., & Duong, D.-H. (2012). Safety of atmospheric storage tanks during accidental explosions. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 16(9), 998-1022.
- O'Connor, T. P. (1998). Mussel Watch results from 1986 to 1996. *Marine Pollution Bulletin*, 37(1-2), 14-19.
- Olivier, L., Dubois, V., & Boutin, C. (2019). *Caractérisation des eaux usées brutes générées par les particuliers : Quantité et qualité*. INRAE UR-Reversaal; Agence Française de la Biodiversité.
- ONS. (2012). *Premier recensement économique -2011- Résultats préliminaires / Office National des Statistiques*.
- ONS. (2022). *Démographie algérienne 2020*. Direction Technique chargée des statistiques de Population et de l'Emploi ONS (Siège).
- Orban, E., Di Lena, G., Navigato, T., Casini, I., Marzetti, A., & Caproni, R. (2002). Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food chemistry*, 77(1), 57-65.
- Osadou, M. (2016). *La contribution des activités de la pêche et de l'aquaculture au développement territorial local durable à Bejaia*. Université Mouloud Mammeri.

Références Bibliographiques

- Ouffroukh, L. A., Chaib, R., Ion, V., & Khochmane, L. (2018). Analysis of risk and the strengthening of the safety technical barriers : Application of Skikda (Algeria) oil refining complex. *World Journal of Engineering*, 15(1), 99-109.
- Ozdemir, E., Ugur, S., & Kaimaki, A. (1998). *Heavy metals concentrations in some molluscs and in superficial sediment from Izmir Bay (Turkey)*. Congress proceedings CIESM. 35.2.
- Pan, K., & Wang, W.-X. (2012). Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Science of the total environment*, 421, 3-16.
- Pandya, N. (2009). *Analyse de sensibilité paramétrique d'un outil de modélisation des conséquences de scénarios d'accidents. Application à la dispersion atmosphérique de rejets avec le logiciel Phast*. Toulouse INPT.
- Papagiannis, I., Kagalou, I., Leonardos, J., Petridis, D., & Kalfakakou, V. (2004). Copper and zinc in four freshwater fish species from Lake Pamvotis (Greece). *Environment international*, 30(3), 357-362.
- Patruno, M., Thorndyke, M. C., Carnevali, C., Bonasoro, F., & Beesley, P. (2001). Changes in ubiquitin conjugates and Hsp72 levels during arm regeneration in echinoderms. *Marine Biotechnology*, 3(1), 4-15.
- Perez, T., Sartoretto, S., Soltan, D., Capo, S., Fourt, M., Dutrieux, E., Vacelet, J., Harmelin, J. G., & Rebouillon, P. (2000). Etude bibliographique sur les bioindicateurs de l'état du milieu marin. *Système d'évaluation de la Qualité des Milieux littoraux-Volet biologique*. Rapport Agences de l'Eau, 4.
- Persson, H., & Lönnermark, A. (2004). *Tank Fires-Review of fire incidents 1951-2003*. Natural Sciences.
- Planas, E., Arnaldos, J., Darbra, R. M., Muñoz, M., Pastor, E., & Vilchez, J. A. (2014). Historical evolution of process safety and major-accident hazards prevention in Spain. Contribution of the pioneer Joaquim Casal. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 28, 109-117.
- Pullman, K. (1978). *Manuel opératoire des utilités. Circuit de gazoline Division pétrochimie GNL & raffinage, Direction gaz naturel liquifié*.
- Pytharopoulou, S., Sazakli, E., Grintzalis, K., Georgiou, C. D., Leotsinidis, M., & Kalpaxis, D. L. (2008). Translational responses of *Mytilus galloprovincialis* to environmental pollution : Integrating the responses to oxidative stress and other biomarker responses into a general stress index. *Aquatic Toxicology*, 89(1), 18-27.
- Rahila, FM. (2010). *Diagnostic des effluents d'une unité de production cas GL2/Z*. Université d'Oran 1 - Ahmed Ben Bella.
- Ramade, F. (2012). *Eléments d'écologie : Écologie appliquée : Action de l'homme sur la biosphère*. Dunod Paris.
- Rao, J. V., Kavitha, P., Srikanth, K., Usman, P. K., & Rao, T. G. (2007). Environmental contamination using accumulation of metals in marine sponge, *Sigmadocia fibulata* inhabiting the coastal waters of Gulf of Mannar, India. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 89(3), 487-498.
- Remili, S., & Kerfouf, A. (2009). Surveillance environnementale et développement durable cotier (cas du littoral oranais). In *Actes du Cinquième Colloque International sur le thème : « Energies, Changements climatiques et développement durable », Vol. Proceeding*.

Références Bibliographiques

- Richon, C. (2017). *Modélisation de l'impact du dépôt d'aérosols sur les cycles biogéochimiques de la mer Méditerranée*. Université Paris Saclay (COmUE).
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). *L'analyse de l'eau (9 th)*. Paris: Dunod.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2016). *L'analyse de l'eau—10e éd contrôle et interprétation*. (DUNOD).
- Roland, W. (2014). *Projet d'Appui à la Formulation de la Stratégie Nationale de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture (2015-2020), L'industrie de la Pêche et de l'Aquaculture en Algérie*. Direction Générale de la Pêche et de l'Aquaculture—Alger.
- Rossing, N. L., Lind, M., Jensen, N., & Jørgensen, S. B. (2010). A functional HAZOP methodology. *Computers & chemical engineering*, 34(2), 244-253.
- Rouabhi, Y. L. (2020). *Étude comparative de la biologie et de la bioaccumulation des métaux traces chez deux Mytilidae : Mytilus galloprovincialis (Lamarck, 1819) et Perna perna (Linnaeus, 1758) de la côte ouest Algérienne*. Université de Mons.
- Rouabhi, Y. L., Grosjean, P., Boutiba, Z., Rouane Hacene, O., & Richir, J. (2019). Reproductive cycle and follicle cleaning process of *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca : Bivalvia) from a polluted coastal site in Algeria. *Invertebrate Reproduction & Development*, 63(4), 255-267.
- Rouane-Hacene, O. (2013). *Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule Mytilus galloprovincialis et l'oursin Paracentrotus lividus*. Université d'Oran I Ahmed ben bella.
- Rouane-Hacene, O., Boutiba, Z., Belhaouari, B., Guibolini-Sabatier, M. E., Francour, P., & Risso-de Faverney, C. (2015). Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanologia*, 57(4), 362-374.
- Rouil, L., Gardenas, G., & Marcel, F. (2004). Évaluation de la dispersion atmosphérique d'aérosols potentiellement contaminés lors de l'épidémie de légionellose de la région de Lens. *Bull. Epidemiol. Hebd*, 36-37.
- Sabra, N. Y. (1998). *Biosolubilisation des métaux lourds à partir de sédiments pollués*. Université de Technologie de Compiègne.
- SAFEGE. (2012). *Généralités sur le terme source et la dispersion atmosphérique*. Ingénieurs conseils.
- Saher, N. U., & Kanwal, N. (2019). Assessment of some heavy metal accumulation and nutritional quality of shellfish with reference to human health and cancer risk assessment : A seafood safety approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(5), 5189-5201.
- Sahli, L. (2012). *Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais*. Université Mentouri Constantine.
- Saikumari, N., Monish Dev, S., & Avinaash Dev, S. (2020). Environmental sustainability of an ecosystem by biotemplated nano Titania. *Advances in Environmental Technology*, 6(2), 91-98.
- Sambouni, B. A. M. (2016). *Etudes numériques et expérimentales sur le risque d'inflammation des gaz imbrûlés au cours d'un incendie en milieu sous-ventilé*. ISAE-ENSMA Ecole Nationale Supérieure de Mécanique et d'Aérotechnique-Poitiers.

Références Bibliographiques

- Santos-Echeandía, J., Campillo, J. A., Egea, J. A., Guitart, C., González, C. J., Martínez-Gómez, C., León, V. M., Rodríguez-Puente, C., & Benedicto, J. (2021). The influence of natural vs anthropogenic factors on trace metal (loid) levels in the Mussel Watch programme : Two decades of monitoring in the Spanish Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research*, 169, 105382.
- Sankpal, S. T., & Naikwade, P. V. (2012). Physicochemical analysis of effluent discharge of fish processing industries in Ratnagiri India. *Bioscience Discovery*, 3(1), 107-111.
- Sanni, I. B. O. (2018). *Combinaison des procédés d'électrocoagulation et d'électro-oxydation pour le traitement des eaux usées résiduelles issues des opérations de nettoyage de cuves industrielles*. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
- Sarra, S., & Mady, T. (2017). *Bioaccumulation des éléments métalliques traces chez trois espèces de poissons (Barbus barbus, Sander lucioperca et Abramis brama) dans le barrage d'Hammam Debagh Nord-Est d'Algérie*. Université 8 mai 1945 - Guelma.
- Sasikumar, G., Krishnakumar, P. K., & Bhat, G. S. (2006). Monitoring trace metal contaminants in green mussel, *Perna viridis* from the coastal waters of Karnataka, southwest coast of India. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 51(2), 206-214.
- Scarpato, A., Romanelli, G., Galgani, F., Andral, B., Amici, M., Giordano, P., Caixach, J., Calvo, M., Campillo, J. A., & Albadalejo, J. B. (2010). Western Mediterranean coastal waters—Monitoring PCBs and pesticides accumulation in *Mytilus galloprovincialis* by active mussel watching : The Mytilos project. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(4), 924-935.
- Schloss, I., Archambault, P., Beauchesne, D., Cusson, M., Ferreyra, G., Levasseur, M., Pelletier, É., St-Louis, R., & Tremblay, R. (2017). *Impacts potentiels cumulés des facteurs de stress liés aux activités humaines sur l'écosystème marin du Saint-Laurent*. enjeux sociaux, économiques et environnementaux. (p. 132-165). Rimouski : Notre Golfe.
- Sellami, I. (2019). *Contribution à l'Analyse Quantitative des Risques Industriels : Application à l'Industrie des Procédés*. Université de Batna 2-Mostefa Ben Boulaïd.
- Sigg, L., Black, F., Buffle, J., Cao, J., Cleven, R., Davison, W., Galceran, J., Gunkel, P., Kalis, E., & Kistler, D. (2006). Comparison of analytical techniques for dynamic trace metal speciation in natural freshwaters. *Environmental science & technology*, 40(6), 1934-1941.
- Slimani, A. (2012). *Contribution à L'Etude de l'Apport des SIG dans la Gestion des Risques Générés par les Canalisations de Transport des Hydrocarbures en Algérie*. Université de Batna 2.
- Smolders, A. J. P., Lock, R. A. C., Van der Velde, G., Medina Hoyos, R. I., & Roelofs, J. G. M. (2003). Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(3), 0314-0323.
- Song, G., Barker, R. L., Hamouda, H., Kuznetsov, A. V., Chitrphiromsri, P., & Grimes, R. V. (2004). Modeling the thermal protective performance of heat resistant garments in flash fire exposures. *Textile Research Journal*, 74(12), 1033-1040.
- Soto, M., Ireland, M. P., & Marigómez, I. (1997). The contribution of metal/shell-weight index in target-tissues to metal body burden in sentinel marine molluscs. 2. *Mytilus galloprovincialis*. *Science of The Total Environment*, 198(2), 149-160.

Références Bibliographiques

- Soto, M., Ireland, M. P., & Marigómez, I. (2000). Changes in mussel biometry on exposure to metals: Implications in estimation of metal bioavailability in 'Mussel-Watch' programmes. *Science of The Total Environment*, 247(2), 175-187.
- Storelli, M. M., Storelli, A., & Marcotrigiano, G. O. (2001). Heavy metals in the aquatic environment of the Southern Adriatic Sea, Italy: Macroalgae, sediments and benthic species. *Environment International*, 26(7-8), 505-509.
- Sy, I., Traoré, D., Diène, A. N., Koné, B., Lô, B., Faye, O., Utzinger, J., Cissé, G., & Tanner, M. (2017). Eau potable, assainissement et risque de maladies diarrhéiques dans la Communauté Urbaine de Nouakchott, Mauritanie. *Santé Publique*, 29(5), 741-750.
- Tabach, E. E. (2005). *Étude de l'impact d'une pollution accidentelle et d'une pollution agricole sur les ressources en eau souterraine*. Lille 1.
- Taghzout, F. (2015). *Impact Environnemental Des Rejets D'eau Le Long Du Littoral Occidental Algérien*. Université d'Oran 1. Ahmed Ben Bella].
- Taleb, Mega, N., Bouragba-Benazza, M., Boutiba, Z., & Senouci, M. (2006). Use of ESA satellite imagery and in situ data for water quality bio-monitoring in the Algerian western coastal zone. *ESA Tiger Workshop*, 20-21.
- Taleb, Z., & Boutiba, Z. (2007). La moule *Mytilus galloprovincialis*: Bioindicateur de pollution marine—Cas du port d'Oran. *Sciences & Technologie*, 25, 59-64.
- Tires, H., & Hebbar, C. (2021). The Mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia Mytilidae) a bioindicator of metallic pollution on the Algerian West coasts. *Biodiversity Journal*, 12(3), 663-672.
- Tixier, J., Dusserre, G., Salvi, O., & Gaston, D. (2002). Review of 62 risk analysis methodologies of industrial plants. *Journal of Loss Prevention in the process industries*, 15(4), 291-303.
- Touahar, B. (2013). *Modelisation et simulation numerique pour la dispersion atmospherique de polluant. Application des logiciels : ALOHA, PHAST*. Université de Batna 2.
- Touahri-Gherras, H., Boutiba, Z., Benguedda, W., & Shaposhnikov, S. (2016). Active biomonitoring of mussels *Mytilus galloprovincialis* with integrated use of micronucleus assay and physiological indices to assess harbor pollution. *Marine pollution bulletin*, 110(1), 52-64.
- Traina, A., Bono, G., Bonsignore, M., Falco, F., Giuga, M., Quinci, E. M., Vitale, S., & Sprovieri, M. (2019). Heavy metals concentrations in some commercially key species from Sicilian coasts (Mediterranean Sea): Potential human health risk estimation. *Ecotoxicology and environmental safety*, 168, 466-478.
- Tremoulière, G. (1985). *Contribution à l'étude des transferts thermiques dans la chambre de combustion d'un moteur Diesel: Analyse hors moteur du jet pariétal en combustion*. Lyon 1.
- Until, E. (2013). *World Population Prospects: 2012 Revision*. United Nations Department of Economic and Social Affairs: New York, NY, USA.
- USEPA. (2000). *Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Vol. I: Fish Sampling and Analysis, third edition*. Office of Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Document No. EPA 823-B-00-007. November 2000.
- USEPA. (2019). *Regional Screening Levels (RSLs) – Equations*. (United States Environmental Protection Agency), <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-r-sls-equations>.

Références Bibliographiques

- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates : How to use species trait databases? In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters* (p. 153-162). Springer.
- Utting, S. D., & Millican, P. F. (1997). Techniques for the hatchery conditioning of bivalve broodstocks and the subsequent effect on egg quality and larval viability. *Aquaculture*, 155(1-4), 45-54.
- Vahter, M., Gochfeld, M., Casati, B., Thiruchelvam, M., Falk-Filippson, A., Kavlock, R., Marafante, E., & Cory-Slechta, D. (2007). Implications of gender differences for human health risk assessment and toxicology. *Environmental research*, 104(1), 70-84.
- Valerio, C., & Michael, N. (2009). *Mytilus galloprovincialis*. In *Cultured aquatic species fact sheets*, FAO.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Austoni, M., & Zaldivar, J. M. (2005). Biogeochemical Processes in Coastal Lagoons : From Chemical Reactions to Ecosystem Functions and Properties. Indicators of stress in the marine benthos.
- Violeau, D. (2007). Qualité des eaux marines. In *La Houille Blanche* (Numéro 4, p. 27-27). EDP Sciences.
- Wang, W.-X. (2002). Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243, 295-309.
- Warwick, R. (2005). Taxonomic distinctness as an indicator of stress in the marine macrobenthos. *Indicators of Stress in the Marine Benthos*.
- Weinberg, S. (1993). Découvrir la Méditerranée. Ed. *Nature*, 351p.
- Wells, D. E. (1994). QUASIMEME : Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe. *Marine Pollution Bulletin*, 29(4-5), 143-145.
- Whitfield, M. (2002). Interactions between phytoplankton and trace metals in the ocean. *Adv. Mar. Biol*, 41, 3-120.
- WHO. (1979). *Les virus humains dans l'eau, les eaux usées et le sol*.
- WHO. (2004). *Guidelines for drinking-water quality* (Vol. 1). World Health Organization.
- WHO, M. A. (1995). *Common measures for the control of pollution adopted by the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution*.
- Widdows, J., Donkin, P., Staff, F. J., Matthiessen, P., Law, R. J., Allen, Y. T., Thain, J. E., Allchin, C. R., & Jones, B. R. (2002). Measurement of stress effects (scope for growth) and contaminant levels in mussels (*Mytilus edulis*) collected from the Irish Sea. *Marine Environmental Research*, 53(4), 327-356.
- Xue, Q., & Renault, T. (2001). Monoclonal antibodies to European flat oyster *Ostrea edulis* hemocytes : Characterization and tissue distribution of granulocytes in adult and developing animals. *Developmental & Comparative Immunology*, 25(3), 187-194.
- Yi, Y., Yang, Z., & Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental pollution*, 159(10), 2575-2585.
- Yurismo, H., A. Sumarsono, D., & Nugroho, Y. S. (2019). Preliminary result on unconfined vapor cloud explosion using vertical tube on hot surface. *AIP Conference Proceedings*, 2062(1), 020051.

Références Bibliographiques

- Zaviska, F., Drogui, P., Mercier, G., & Blais, J.-F. (2009). Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels : Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 22(4), 535-564.
- Zhang, H.-D., & Zheng, X.-P. (2012). Characteristics of hazardous chemical accidents in China : A statistical investigation. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 25(4), 686-693.
- Zmirou, D., Beausoleil, M., de Coninck, P., Déportes, I., Dor, F., Empereur-Bissonnet, P., Hours, M., Keck, G., Lefebvre, L., & Rouisse, L. (2003). Déchets et sols pollués. *Environnement et santé publique*, 397-440.

Annexes

1. Matière en suspension (MES)***-Principe***

Cette méthode est basée sur la détermination des Matières en suspension après évaporation de l'échantillon. On filtre l'échantillon sous vide ou sous pression sur un filtre en papier. Le filtre est ensuite séché à 105°C et la masse du résidu retenu sur le filtre est déterminée par pesée.

-Appareillage

- Etuve pour MES
- Dessiccateur
- Dispositif de filtration
- Balance

-Mode opératoire

- Sécher le filtre à 105 °C, le conserver dans un dessiccateur et le peser.
- Placer le filtre dans l'entonnoir du dispositif de filtration, et connecter à un dispositif d'aspiration sous vide.
- Choisir un volume d'échantillon puis on le filtre.
- Enlever le filtre, ensuite le sécher à 105°C puis le mettre dans un dessiccateur afin de terminer le refroidissement.
- Peser à nouveau le filtre qui ne contient que les matières qui étaient en suspension avant séchage.

-Calculs

$$\text{MES} = 1000 \times (B - A) / V$$

MES : matières en suspension.

B : poids du filtre vide.

A : poids du filtre après filtration.

V : volume d'échantillon.

2. Demande Biologique en Oxygène (DBO5)***-Principe***

Préparation d'une solution obtenue par dilution de l'échantillon à l'aide d'une eau de dilution apportant un ensemencement. Incubation pendant 5 jours à l'obscurité dans une enceinte réglée à 20 °C + ou -1 °C. Mesure de la quantité d'oxygène consommée.

Il constitue cependant un moyen valable de l'étude des phénomènes naturels de destruction des matières organiques (RODIER, 2009).

Il est nécessaire de préparer plusieurs solutions correspondant à des dilutions différentes pour pouvoir choisir celle d'entre elles à laquelle correspond une consommation d'oxygène comprise entre 40 et 60 % de la teneur initiale.

-Réactifs

- Eau distillée ou eau de pureté au moins équivalente.
- Solution de phosphate (A).

Dissoudre séparément dans de l'H₂O 8.5 g de Monohydrogenophosphate de sodium (Na₂HPO₄, 2 H₂O) ou 17 g de Monohydrogenophosphate de sodium dodecahydrates (Na₂HPO₄, 12 H₂O) et 2.8 g de dihydrogénophosphate de potassium (KH₂PO₄).

Compléter le volume à 1000 ml et homogénéiser.

- Solution de Sulfate de magnésium à 20 grammes par litre de Mg SO₄,7 H₂O (B).
- Solution de Chlorure de calcium à 25 grammes par litre de CaCl₂ (C).
- Solution de Chlorure de Fer à 1.5 grammes par litre de FeCl₃, 6H₂O (D).
- Solution de Chlorure d'ammonium à 2 grammes par litre de NH₄ Cl (E).

-Appareillage

- Flacons d'incubation (spéciaux ou non) à bouchons rodes de 150 ml par exemple.
- Enceinte réglable à 20°C + OU – 01°C.
- Matériel nécessaire pour le dosage de l'oxygène dissous.

Le dosage de l'oxygène dissous peut être effectué par voie chimique (dosage volumétrique) ou par voie électrochimique (oxymétrie).

-Mode opératoire

- Préparation de l'eau de dilution (à partir de l'H₂O)
- Pour chaque litre de solution à préparer, ajouter à de l'H₂O.

3. Demande Chimique en Oxygène (DCO)***-Principe***

Cette méthode permet d'analyser la quantité d'oxygène en mg/l consommé par les matières organiques contenues dans l'eau. Elle consiste à :

Ebullition à reflux, dans les conditions définies dans la présente norme, d'une prise d'essai de l'échantillon en milieu acide. Ceci en présence d'une quantité connue de dichromate de potassium et de sulfate d'argent qui jouent le rôle d'un catalyseur d'oxydation de sulfate de mercure (II) permettant ainsi de former un complexe avec les ions chlorures.

Détermination de l'excès de dichromates avec une solution titrée de sulfate de fer (II) et d'ammonium.

Calcul de la DCO à partir de la quantité de dichromate de potassium réduite.

-Réactifs

- Dichromate de potassium contenant le sulfate de mercure (II).
- Acide sulfurique 4 moles/l.
- Acide sulfurique-sulfate d'argent.
- Sulfate de fer (II) et sulfate d'ammonium.
- Indicateur à la Ferroïne.
- Granulés régulateurs d'ébullition.
- Hydrogénophthalates de potassium (solution de référence).

-Mode opératoire

- Introduire dans l'appareil à reflux 10 ml d'échantillon à analyser.
- Ajouter 5 ml de solution de dichromate de potassium et quelques granulés régulateurs d'ébullition.
- Mélanger soigneusement le tout.
- Ajouter lentement 15 ml d'acide sulfurique-sulfate d'argent en agitant soigneusement la fiole tout en la refroidissant.
- Relier le réfrigèrent à la fiole et porter à ébullition à reflux pendant 2 heures.
- Laisser refroidir et laver les parois internes du réfrigèrent à l'eau distillée en recueillant les eaux de lavage dans la fiole.
- Débrancher le réfrigèrent de la fiole, compléter à 75 ml avec de l'eau et à température ambiante.
- Titrer l'excès de dichromate avec la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium en présence de 1 à 2 gouttes de la solution d'indicateur à la Ferroïne.
- Faire en parallèle un essai à blanc en suivant le même mode opératoire.

-Calculs

$$DCO = 8000 \times C \times (V1 - V2) / V0.$$

- C : concentration en mole/l de sulfate de fer(II) et d'ammonium.
- V0 : volume en ml de la prise avant dilution.
- V1 : volume en ml de sulfate de fer (II) et d'ammonium utilisé pour l'essai à blanc.
- V2 : volume en ml de sulfate de fer (II) et d'ammonium utilisé pour la détermination de L'échantillon.

4. Phosphate (PO₄)***-Principe***

Le molybdate d'ammonium Mo₇(NH₄)₄H₂O réagit en milieu acide en présence de phosphate en donnant un complexe phosphomolybdique qui réduit par l'acide ascorbique développe une coloration bleue (bleu de molybdène) susceptible d'un dosage colorimétrique.

-Réactifs

- Solution d'acide ascorbique à 10 g/l.
- Solution de molybdate d'ammonium.
- Solution mère de phosphate (PO₄⁻³) 0 1g/l.
- Solution de PO₄⁻³ A 10mg/l.
- Solutions étalon.

-Mode opératoire

Au moment du dosage mélanger les 2 réactifs (Solution molybdique et la solution d'acide ascorbique) dans des proportions suivantes:

- 3 volumes de la solution molybdique.
- 1 volume de la solution d'acide ascorbique.
- Effectuer les réactions dans des tubes à essai.
- 20ml de Prise d'essai.
- 5ml du réactif mélangé.
- Porter au bain marie à 80°C durant 10 mn.
- Laisser refroidir et mesurer l'absorption à 825 nm.

-Remarques

- La sensibilité de méthode est augmentée en extrayant la coloration bleue par un solvant organique.
- Le nettoyage de la verrerie est important. Les détergents du commerce renfermant des phosphates ne doivent pas être utilisés.
- Laver la verrerie à l'acide chlorhydrique dilué et rincer soigneusement à l'eau distillée.
- La coloration bleue est très stable.
- L'interférence due à la silice est négligeable en utilisant 4 ml de réactif sulfomolybdique.
- Le fer à une teneur supérieure à 0,4 mg/l gêne le dosage.

5. Azote Kjeldhal (NTK)***-Principe***

La méthode de dosage de l'azote Kjeldahl (NK) permet d'analyser globalement la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal présent dans l'échantillon :

$$NK = N_{\text{organique}} + N\text{-NH}_4^+$$

Le principe est le suivant :

- Minéralisation de la matière organique en milieu acide, en présence de catalyseur et à température élevée,
- Ajout d'une solution d'hydroxyde de sodium pour déplacer en ammoniac l'azote ammoniacal formé,
- Entraînement à la vapeur (distillation) de l'ammoniac,
- Dosage par titrimétrie.

L'azote ammoniacal seul est ensuite dosé selon le même principe, sans effectuer l'étape de minéralisation.

On peut alors déterminer par différence l'azote organique :

$$N_{\text{organique}} = NK - N\text{-NH}_4^+$$

-Matériel

- Matras Kjeldahl.
- Unité de minéralisation avec système de récupération des fumées.

- Unité d'entraînement à la vapeur (distillation).
- Microburette de 5 mL ou burette de précision de 10 mL.

-Réactifs

- Acide sulfurique concentré (98 % – densité 1,84).
- Acide borique : solution à 10 g/L.
- Acide sulfurique : solution titrée à 0,05 mol/L.
- Hydroxyde de sodium : solution à environ 400 g/L.
- Catalyseur de minéralisation.

On utilisera un mélange commercial prêt à l'emploi (spécial azote Kjeldahl) en poudre ou en granulés. On peut également préparer par broyage un mélange homogène contenant 995 g de sulfate de potassium et 5 g de sélénium.

Solution de rouge de méthyle et de vert de bromocrésol (= Indicateur mixte ou indicateur de Tashiro) : Dissoudre 100 mg de rouge de méthyle et 500 mg de vert de bromocrésol dans 500 mL d'éthanol à 95 %.

-Mode opératoire**Analyse de l'azote Kjeldahl*****MINÉRALISATION***

- Introduire 100 mL d'échantillon dans un matras Kjeldahl.
- Ajouter quelques billes de verre pour réguler l'ébullition.
- Ajouter 1 g de catalyseur.
- Ajouter 10 mL d'acide sulfurique concentré.
- Placer dans le bloc de minéralisation. Recouvrir par le système d'extraction des fumées et brancher le système d'extraction.
- Porter lentement à ébullition et évaporer jusqu'à apparition de fumées blanches. Forcer ensuite le dosage pendant environ 2 heures. Le liquide résiduel doit être limpide ; dans le cas contraire, recommencer en diminuant le volume d'échantillon.
- Laisser refroidir quelques minutes.

DISTILLATION

- Placer le matras Kjeldahl sur le système d'entraînement à la vapeur.
- Ajouter 50 mL d'hydroxyde de sodium à 400 g/L.
- Pour recueillir le distillat, on placera à la sortie de l'appareillage un erlenmeyer de 250 mL contenant 10 mL d'acide borique à 10 g/L.
- Admettre la vapeur pendant environ 20 minutes.

DOSAGE

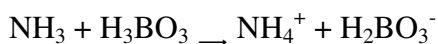
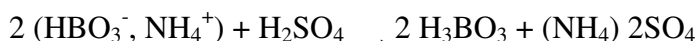
- Dans l'erlenmeyer qui a recueilli le distillat, ajouter 2 à 3 gouttes de l'indicateur mixte.
- Titrer avec la solution titrée d'acide sulfurique à 0,05 mol/L.
- Analyse de l'azote ammoniacal
- On procédera exactement de la même manière que pour l'azote Kjeldahl, mais en supprimant l'étape de minéralisation.

-Résultats

Examen des équations chimiques qui se produisent au cours des différentes étapes :

Minéralisation :

Matière organique + Acide + catalyseur \rightarrow NH_4^+ + autres produits de réaction

Passage de la forme ionisée à la forme moléculaire (entraînable à la vapeur) :**Entraînement à la vapeur de NH_3 et piégeage dans l'acide borique :****Dosage par l'acide sulfurique en présence d'indicateur coloré :*****BILAN***

1 mole d'acide sulfurique permet le dosage de 2 moles de NH_4^+ .

La concentration en azote Kjeldahl ou en azote ammoniacal, exprimée en mg/L d'azote (N) est donnée par la formule :

$$\frac{2(V_1 - V_0) c \cdot 1000 \cdot 14}{V}$$

Avec :

- c = concentration (en moles/L) de la solution – d'acide sulfurique utilisée pour le dosage.
- V1 = volume (en mL) d'acide sulfurique utilisé pour le dosage de l'échantillon.
- V0 = volume (en mL) d'acide sulfurique utilisé pour le dosage de l'essai à blanc.
- V = volume (en mL) de la prise d'essai.

-Remarques

- Pour améliorer la précision, on pourra utiliser une solution d'acide sulfurique à 0,01 mol/L.
- Dans les eaux naturelles, les teneurs en azote organique déterminées par la méthode de Kjeldahl sont le plus souvent comprises entre 0,5 et 1,5 mg/L,
- De nombreux appareillages sont disponibles dans le commerce pour la minéralisation des échantillons et pour l'entraînement à la vapeur (distillation).

6. Hydrocarbures totaux (HCT)

-Principe

Les hydrocarbures sont extraits par exemple par l'hexane contenant les deux étalons internes (C₁₀ et C₄₀). Après purification et concentration, ils sont dosés par chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur à ionisation de flamme. C'est la somme des surfaces des pics chromatographiques entre les deux étalons et sa comparaison avec celles obtenues par chromatographie de mélanges connus (étalons) qui permet de quantifier les hydrocarbures totaux.

-Prélèvements

- Remplir presque totalement le flacon d'échantillonnage (de 250 mL à plus de trois litres selon la concentration en hydrocarbures), acidifier éventuellement avec de l'acide chlorhydrique ou phosphorique concentré (à pH 2).

- Fermer hermétiquement et conserver à 4 °C.

-Matériel spécial

- Verrerie courante de laboratoire dans un état de propreté parfaite ;
- Flacons de prélèvement d'échantillon en verre avec bouchon en verre rodé ;
- Fioles en verre d'une capacité de 100 mL à bouchon en verre rodé ;
- Agitateur à renversement ;
- Centrifugeuse (facultatif) ;
- Microséparateur (facultatif) ;
- Colonne pour purification en verre avec fritté de porosité 2 µm (facultatif) ;
- Chromatographie en phase gazeuse avec détecteur FID.

-Réactifs

- La pureté des solvants est impérative ;
- Eau déionisée ou ultra-pure ;
- Hexane ou mélange d'hydrocarbures dont les points d'ébullition sont compris entre 36°C et 69 °C ;
- Huile(s) minérale(s) et/ou gasoil (sans additif) ;
- Sulfate de sodium anhydre ;
- Sulfate de magnésium heptahydraté ;
- Acide chlorhydrique (densité 1,19) ou acide phosphorique (densité 1.834) ;
- Poudre de silicate de magnésium, commercialisée sous le nom de « Florisil » (30/60 mesh) ;

Solution mère étalon :

- Huile(s) 1 g
- Hexane q.s.p. 100 mL

Solution mère étalon interne :

- n-tétracontane (C40) 20 mg
- n- décane (C10) 20 µL
- Hexane q.s.p. 1 000 mL

Ces deux solutions mères peuvent être conservées 6 mois à 4 °C.

- Solvant d'extraction (avec étalons internes) obtenue par dilution (10 fois) de la solution mère étalon interne dans l'hexane.

-Établissement de la courbe d'étalonnage

Préparer cinq ou six dilutions de la solution mère étalon dans le solvant d'extraction (avec étalons internes), couvrant la gamme de concentrations souhaitées (généralement entre 0,1 et 1 mg/L).

-Mode opératoire

EXTRACTION

- Acidifier à pH 2 l'échantillon aqueux (refroidi à 10 °C ou moins) par de l'acide minéral (chlorhydrique ou phosphorique) et ajouter 80 à 100 g de sulfate de magnésium par litre d'échantillon pour éviter les émulsions.
- Extraire par (au moins) 50 mL de solvant d'extraction (avec étalons internes) par litre d'échantillon et séparer les deux phases.

PURIFICATION ET CONCENTRATION DE L'EXTRAIT

Sécher l'extrait avec du sulfate de sodium anhydre, puis le filtrer dans une mini-colonne contenant environ 2 g de « Florisil ». Rincer la colonne avec 10 mL de solvant d'extraction. Concentrer en plusieurs étapes si nécessaire (dont la dernière est sous courant d'azote ou d'hélium) jusqu'à 1 mL.

CHROMATOGRAPHIE

Chromatographier sur colonne capillaire apolaire (de type copolymère de diphényle-diméthylpolysiloxane, comme par exemple DB-1, OV-1, SE-30...) ou faiblement polaire (de type copolymère de cyanopropylphényle-diméthylsiloxane, comme DB-5) avec gradient de température (d'environ 30 °C à environ 250 à 300 °C). La détection et quantification par ionisation de flamme sont généralement pratiquées, mais la spectrométrie de masse peut être également utilisée.

Il est conseillé de contrôler les pertes éventuellement dues à l'évaporation par injection en chromatographie d'une solution de n-décane dans l'hexane correspondant à la concentration prévue dans le concentrat final de 1 mL.

-Remarques

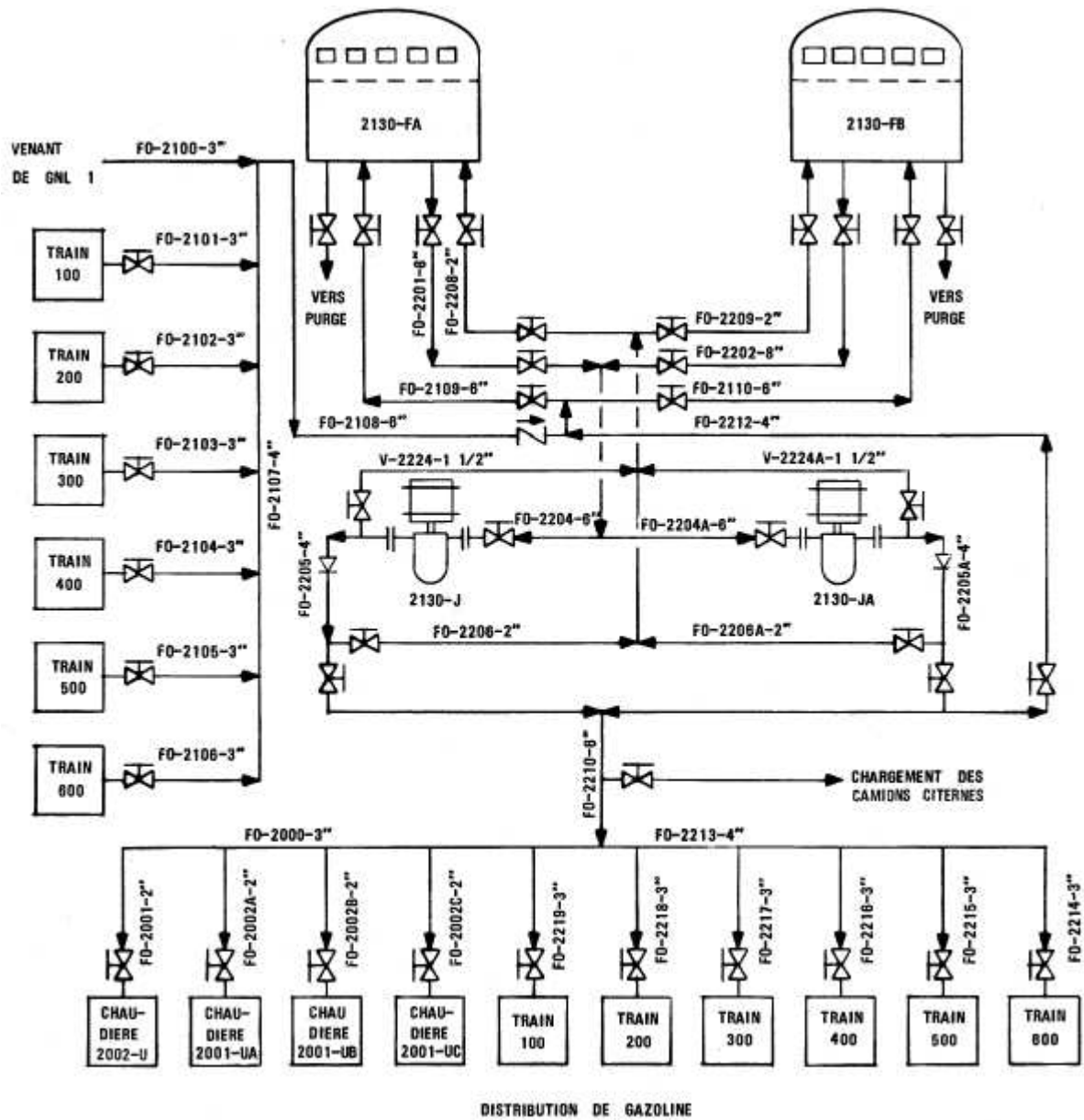
- Si l'échantillon contient des matières organiques naturelles de type substances humiques (eau de couleur jaune), l'acidification à pH 2 ne doit pas être pratiquée pour cause de précipitation des substances humiques.
- La limite de détection est inférieure à 100 microgrammes d'hydrocarbures totaux par litre d'eau, elle est de 5 µg/L si l'élément à doser est connu avec précision.
- Pour les produits plus volatils (de C4 à C10), utiliser la méthode de dosage par chromatographie gazeuse des hydrocarbures chlorés aliphatiques volatils (A-10.17), avec le même type de colonne et un détecteur à ionisation de flamme.
- Une adaptation de la méthode permet de calculer les fractions distillées aux différentes températures.
- L'addition de Florisil permet d'éliminer les éléments extraits qui ne sont pas des hydrocarbures mais réagiraient comme tels lors de la chromatographie.
- Les hydrocarbures à point d'ébullition inférieure à 150 °C sont en partie volatilisés lors de l'évaporation.
- Dans le cas d'un dosage portant sur l'eau de mer, exprimer les résultats en mg/kg. Le prélèvement est alors mesuré par différence des pesées du flacon vide et plein. Les hydrocarbures adhérant aux parois, un rinçage au tétrachlorure de carbone est utile.

Méthode de référence

AFNOR NF EN ISO 9377-2 (décembre 2000). Qualité de l'eau – Détermination de l'indice hydrocarbure – Partie 2 : méthode par extraction au solvant et chromatographie en phase gazeuse (indice de classement T 90-150).

Tab.1.3. Concentration des teneurs métallique (mg/L) dans les eaux de rejets aux sites (E1, E2, E3 et E4) (Moyenne \pm ES, n=3)

Sites	Mois	Cadmium	Cuivre	Nickel	Chrome	Fer	Manganèse	Plomb	Mercure
Site 1	Février	0,001 \pm 0,00033	0,46 \pm 0,0146	0,012 \pm 0,0003	0,001 \pm 0,0003	3,733 \pm 0,1201	0,004 \pm 0,0012	0,0126 \pm 0,0023	0,002 \pm 0,0001
	Mars	0,028 \pm 0,0038	0,001 \pm 0,0008	0,003 \pm 0,0008	0,003 \pm 0,0007	0,336 \pm 0,0120	0,001 \pm 0,0001	0,019 \pm 0,0029	0,008 \pm 0,0003
	Avril	0,080 \pm 0,0012	0,019 \pm 0,0032	0,851 \pm 0,0291	0,001 \pm 0,0001	0,11 \pm 0,0057	1,630 \pm 0,1317	0,017 \pm 0,0005	0,007 \pm 0,0011
	Mai	0,027 \pm 0,0045	0,011 \pm 0,0003	0,370 \pm 0,0155	0,002 \pm 0,0002	0,0416 \pm 0,0017	0,002 \pm 0,0003	0,013 \pm 0,0008	0,003 \pm 0,0005
	Juin	0,012 \pm 0,0008	0,02 \pm 0,0057	0,027 \pm 0,0033	0,003 \pm 0,0001	0,025 \pm 0,0026	0,002 \pm 0,0008	0,015 \pm 0,0028	0,004 \pm 0,0005
	Juillet	0,022 \pm 0,0017	0,056 \pm 0,0033	0,003 \pm 0,0002	0,001 \pm 0,0000	0,038 \pm 0,0003	0,12 \pm 0,0115	0,018 \pm 0,0015	0,003 \pm 0,0008
Site 2	Février	0,001 \pm 0,0003	0,001 \pm 0,0003	0,001 \pm 0,0002	0,002 \pm 0,0005	0,002 \pm 0,0003	0,005 \pm 0,0005	0,020 \pm 0,0019	0,002 \pm 0,0001
	Mars	0,009 \pm 0,0003	0,008 \pm 0,0008	0,003 \pm 0,0001	0,005 \pm 0,0001	0,002 \pm 0,0005	0,001 \pm 0,0001	0,013 \pm 0,0009	0,002 \pm 0,0001
	Avril	0,082 \pm 0,0020	0,001 \pm 0,0003	0,146 \pm 0,0245	0,004 \pm 0,0006	0,071 \pm 0,0016	1,646 \pm 0,0782	0,019 \pm 0,0028	0,002 \pm 0,0001
	Mai	0,007 \pm 0,0011	0,015 \pm 0,0014	0,018 \pm 0,0015	0,006 \pm 0,0012	0,023 \pm 0,0033	0,002 \pm 0,0007	0,022 \pm 0,0012	0,002 \pm 0,0005
	Juin	0,008 \pm 0,0005	0,013 \pm 0,0012	0,013 \pm 0,0006	0,002 \pm 0,0001	0,016 \pm 0,0008	0,006 \pm 0,0013	0,065 \pm 0,0086	0,002 \pm 0,0001
	Juillet	0,016 \pm 0,0008	0,038 \pm 0,0014	0,002 \pm 0,0001	0,002 \pm 0,0003	0,052 \pm 0,0017	0,493 \pm 0,012	0,059 \pm 0,0078	0,002 \pm 0,0001
Site 3	Février	0,002 \pm 0,0008	0,003 \pm 0,0005	0,001 \pm 0,0001	0,002 \pm 0,0003	0,003 \pm 0,0000	0,003 \pm 0,0021	0,068 \pm 0,0053	0,002 \pm 0,0001
	Mars	0,002 \pm 0,0003	0,020 \pm 0,0089	0,002 \pm 0,0003	0,003 \pm 0,0004	0,001 \pm 0,0003	0,001 \pm 0,0003	0,049 \pm 0,0020	0,001 \pm 0,0002
	Avril	0,153 \pm 0,0088	0,012 \pm 0,0105	0,357 \pm 0,0526	0,001 \pm 0,0001	0,066 \pm 0,0120	1,5 \pm 0,057	0,067 \pm 0,0101	0,002 \pm 0,0001
	Mai	0,076 \pm 0,0109	0,004 \pm 0,0005	0,018 \pm 0,0012	0,001 \pm 0,0001	0,043 \pm 0,0120	0,002 \pm 0,0002	0,056 \pm 0,0017	0,003 \pm 0,0005
	Juin	0,002 \pm 0,0008	0,06 \pm 0,0057	0,031 \pm 0,0024	0,001 \pm 0,0001	0,023 \pm 0,0033	0,007 \pm 0,0003	0,058 \pm 0,0023	0,003 \pm 0,0001
	Juillet	0,023 \pm 0,0005	0,012 \pm 0,0005	0,001 \pm 0,0003	0,026 \pm 0,0026	0,033 \pm 0,0088	0,103 \pm 0,0088	0,059 \pm 0,0074	0,002 \pm 0,0001
Site 4	Février	0,001 \pm 0,0003	0,003 \pm 0,0005	0,004 \pm 0,0008	0,001 \pm 0,0001	0,024 \pm 0,0014	0,001 \pm 0,0002	0,021 \pm 0,0018	0,003 \pm 0,0001
	Mars	0,001 \pm 0,0003	0,002 \pm 0,0006	0,003 \pm 0,0003	0,004 \pm 0,0001	0,002 \pm 0,0001	0,001 \pm 0,0003	0,032 \pm 0,0088	0,006 \pm 0,0003
	Avril	0,137 \pm 0,0020	0,002 \pm 0,0003	0,155 \pm 0,0049	0,002 \pm 0,0005	0,013 \pm 0,0033	1,597 \pm 0,0494	0,034 \pm 0,0012	0,007 \pm 0,0003
	Mai	0,113 \pm 0,0133	0,013 \pm 0,0008	0,016 \pm 0,0012	0,004 \pm 0,0006	0,073 \pm 0,0120	0,003 \pm 0,0009	0,033 \pm 0,0015	0,003 \pm 0,0001
	Juin	0,007 \pm 0,0012	0,02 \pm 0,0057	0,025 \pm 0,0017	0,001 \pm 0,0003	0,064 \pm 0,0031	0,006 \pm 0,0009	0,023 \pm 0,0015	0,004 \pm 0,0002
	Juillet	0,018 \pm 0,0016	0,061 \pm 0,0030	0,002 \pm 0,0005	0,016 \pm 0,0012	0,052 \pm 0,0035	0,15 \pm 0,0288	0,024 \pm 0,0005	0,005 \pm 0,0001



Annexe 03 : P&ID Circuit de distribution de la gazoline C5+ du complexe GL2Z (Pullman, 1978)

Production scientifique

Publications Internationales

TIRES Hachemi & HEBBAR Chafika (2022). Pollution estimates of discharge water from a natural gas liquefaction complex. International Journal On Technical and Physical Problems of Engineering (IJTPE). ISSN : 2077-3528. Acceptée pour publication en Décembre 2022. Issu 53.

TIRES Hachemi & HEBBAR Chafika (2021). The Mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia Mytilidae) a bioindicator of metallic pollution on the Algerian West coasts. Biodiversity Journal. 2021. <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2021.12.3.663.672>

Communications Internationales

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2022). Bioaccumulation of trace metals elements in *Mytilus galloprovincialis* from the Algerian west coast and assessment of the potential risk to human health. 1^{er} symposium international en Ingénierie Industrielle, Maintenance et Sécurité à l'Institut de Maintenance et de Sécurité Industrielle (IMSI) de l'université d'Oran 2 Mohamed Ben Ahmed.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Impact des Effluents Liquides d'un Complexe Industriel de Liquéfaction du Gaz Naturel sur la Contamination d'une espèce marine. 1st International Seminar on Pollution, Health, Environment and Bio-monitoring (SIPSEB'21). 27- 28 December 2021. Skikda-Algeria.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Risk assessment of gasoline (C5+) storage unit of natural gas liquefaction complex (G12/Z) using PHAST software. Séminaire International sur l'Industrie et la Technologie. Webinaire par internet à travers Google Meet. 12 et 13 Mars 2021. Tlemcen-Algérie.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Assessment of Metals Bioaccumulation And Bioavailability In Mussels *Mytilus galloprovincialis* Exposed To Outfalls Pollution In Coastal Areas Of Arzew. Séminaire International sur les Sciences Naturelles et de la Vie. Webinaire par internet à travers Google Meet. 19 et 20 Février 2021. Tlemcen-Algérie.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Spatial and Temporal Monitoring of Industrial Effluents from a Natural Gas Liquefaction Complex in Western Algeria. Séminaire International sur l'Industrie et la Technologie. Webinaire par internet à travers Google Meet. 12 et 13 Mars 2021. Tlemcen-Algérie.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika ; LOUNIS Zoubida (2021). Physicochemical and Metallic Characterization of Discharge Water from an Industrial Complex in Western

Algeria. La 1ère Edition des Journées Internationales en Géosciences et Environnement (jige2021), 26 et 27 mars 2021, Agadir-Maroc.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika ; LOUNIS Zoubida (2018). Bioaccumulation of heavy metals (Pb, Zn, Ni, Fe) to mussel *Mytilus galloprovincialis*, in Industrial pole of Arzew. International Colloque Of Environment Sciences. 20-22 march 2018. Bizert-Tunisia. 7CISE2018@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2017). Estimation de la pollution des eaux de rejet d'un complexe industriel. First International Congress of Biosciences. Oran-Algeria. Biosciences2017@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika ; LOUNIS Zoubida (2014). Etude Sécuritaire et Environnementale Liées à la fabrication d'acide nitrique (HNO₃) à l'usine des fertilisants d'Algérie (FERTIAL/Arzew). Conférence Internationale sur l'Ingénierie de la Sécurité Industrielle et de l'Environnement (ICISE'14). 26-27 janvier 2014. Oran-Algérie.

Communications Nationales

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2019). Modélisation et simulation d'une explosion suite à une rupture catastrophique d'un bac de stockage de GNL d'un complexe industriel de l'ouest Algérien. 2019. Colloque National sur la Sécurité des Procédés et le Développement Durable (CNSPDD'19). Oran-Algérie. 11-12 Décembre 2019. ccnsppd19@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2019). Use of Mussel *Mytilus galloprovincialis* In Monitoring Heavy Metal Levels In Seawater From Algerien Coast. Séminaire National sur la Sécurité des Procédés et le Développement Durable (CNSPDD'2019). 04-05 décembre 2019. Oran-Algérie. 11-12 Décembre 2019. ccnsppd19@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2016). Analyse des risques liés à la fabrication d'acide nitrique au niveau de l'usine Fertial de l'ouest algérien par l'application des méthodes APR et HAZOP. Colloque National Maintenance Qualité (CNMQ'16). 16-17 mars 2016. Oran-Algérie. www.univoran2.dz cnmq16oran@gmail.com

Production Scientifique

Publications Internationales

TIRES Hachemi & HEBBAR Chafika (2022). Pollution estimates of discharge water from a natural gas liquefaction complex. International Journal On Technical and Physical Problems of Engineering (IJTPE). ISSN : 2077-3528.

Acceptée pour publication en Décembre 2022. Issu 53.

TIRES Hachemi & HEBBAR Chafika (2021). The Mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia Mytilidae) a bioindicator of metallic pollution on the Algerian West coasts. *Biodiversity Journal*. 2021. <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2021.12.3.663.672>

Communications Internationales

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Impact des Effluents Liquides d'un Complexe Industriel de Liquéfaction du Gaz Naturel sur la Contamination d'une espèce marine. 1st International Seminar on Pollution, Health, Environment and Bio-monitoring (SIPSEB'21). 27-28 December 2021. Skikda-Algeria.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Risk assessment of gasoline (C5+) storage unit of natural gas liquefaction complex (G12/Z) using PHAST software. Séminaire International sur l'Industrie et la Technologie. Webinaire par internet à travers Google Meet. 12 et 13 Mars 2021. Tlemcen-Algérie.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Assessment of Metals Bioaccumulation And Bioavailability In Mussels *Mytilus galloprovincialis* Exposed To Outfalls Pollution In Coastal Areas Of Arzew. Séminaire International sur les Sciences Naturelles et de la Vie. Webinaire par internet à travers Google Meet. 19 et 20 Février 2021. Tlemcen-Algérie.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2021). Spatial and Temporal Monitoring of Industrial Effluents from a Natural Gas Liquefaction Complex in Western Algeria. Séminaire International sur l'Industrie et la Technologie. Webinaire par internet à travers Google Meet. 12 et 13 Mars 2021. Tlemcen-Algérie.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika ; LOUNIS Zoubida (2021). Physicochemical and Metallic Characterization of Discharge Water from an Industrial Complex in Western Algeria. La 1ère Edition des Journées Internationales en Géosciences et Environnement (jige2021), 26 et 27 mars 2021, Agadir-Maroc.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika ; LOUNIS Zoubida (2018). Bioaccumulation of heavy metals (Pb, Zn, Ni, Fe) to mussel *Mytilus galloprovincialis*, in Industrial pole of Arzew. International Colloque Of Environment Sciences. 20-22 march 2018. Bizert-Tunisia. 7CISE2018@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2017). Estimation de la pollution des eaux de rejet d'un complexe industriel. First International Congress of Biosciences. Oran-Algeria.

Biosciences2017@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika ; LOUNIS Zoubida (2014). Etude Sécuritaire et Environnementale Liées à la fabrication d'acide nitrique (HNO₃) à l'usine des fertilisants d'Algérie (FERTIAL/Arzew). Conférence Internationale sur l'Ingénierie de la Sécurité Industrielle et de l'Environnement (ICISE'14). 26-27 janvier 2014. Oran-Algérie.

Communications Nationales

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2019). Modélisation et simulation d'une explosion suite à une rupture catastrophique d'un bac de stockage de GNL d'un complexe industriel de l'ouest Algérien. 2019. Colloque National sur la Sécurité des Procédés et le Développement Durable (CNSPDD'19). Oran-Algérie. 11-12 Décembre 2019. ccnspdd19@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2019). Use of Mussel *Mytilus galloprovincialis* In Monitoring Heavy Metal Levels In Seawater From Algerien Coast. Séminaire National sur la Sécurité des Procédés et le Développement Durable (CNSPDD'2019). 04-05 décembre 2019. Oran-Algérie. 11-12 Décembre 2019. ccnspdd19@gmail.com.

TIRES Hachemi ; HEBBAR Chafika (2016). Analyse des risques liés à la fabrication d'acide nitrique au niveau de l'usine Fertial de l'ouest algérien par l'application des méthodes APR et HAZOP. Colloque National Maintenance Qualité (CNMQ'16). 16-17 mars 2016. Oran-Algérie. www.univoran2.dz cnmq16oran@gmail.com

The Mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia Mytilidae) a bioindicator of metallic pollution on the Algerian West coasts

Tires Hachemi* & Hebbar Chafika

Laboratoire d'Ingénierie en Sécurité Industrielle et Développement Durable/ Département de sécurité industrielle et Environnement / Institut de maintenance et de sécurité industrielle / Université d'Oran 2/ Mohamed Ben Ahmed / B.P N°170, El M'Naouer-31000 Oran-Algérie.

*Corresponding author, e-mail: tires.hachemi@univ-oran2.dz

ABSTRACT

The current work aims to study the metallic contamination of two targeted sampling sites located near the main effluent discharge points on the Algerian coasts: the industrial Gulf of Arzew (Polluted Site: S1) and Oued Elma Kristel (Reference Site: S2), using a metallic pollution indicator biological species *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia Mytilidae), collected at a depth of 2 to 3 m seasonally in 2016. Concentrations of metals and metallic indices of the trace elements (Lead, Zinc, Nickel, Iron and Copper) obtained in the soft tissues of the mussel are determined and related to the seasons and sampling sites of the current year. In site S1, the statistical study revealed significant contamination by Nickel (67.63–70.28 mg.kg⁻¹), Iron (118.18–125.45 mg.kg⁻¹) and Copper (6.11–6.62 mg.kg⁻¹) in summer, Zinc (213.39–255.33 mg.kg⁻¹) in winter and Lead (7.55–8.78 mg.kg⁻¹) in autumn. However, site S2 recorded high levels of Lead (8.36–37.63 mg.kg⁻¹) and Zinc (67.03–405.37 mg.kg⁻¹) during the year.

KEY WORDS

Algerian western coasts; Bioaccumulation; Bioavailability; Heavy metals; Marine pollution; *Mytilus galloprovincialis*.

Received 20.11.2020; accepted 18.06.2021; published online 14.09.2021

INTRODUCTION

Recently, several studies have been carried out on heavy metal contamination at local, regional and global levels. Their presence in the marine environment presents a risk for the food chain (Szefer et al., 2004; Maanan, 2008). The sea is the main outlet for effluents from the city of Oran (Taleb & Boutiba, 2007) and the Arzew industrial gulf. This results in some contamination of the waters of fishing ports. The consequences of this pollution can be fatal, knowing that it is located near the fishing and shell collection points, even if they remain limited, hence the interest of assessing the level of contamination by certain

metals toxic in the mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia Mytilidae) collected from industrial site of Arzew and Kristel bay.

In 1983, Goldberg and his collaborators proposed quantitative monitoring of micronutrients in coastal waters with mussels (Goldberg et al., 1983). *Mytilus galloprovincialis*, a good species indicative of metal pollution (Guendouzi et al., 2018; Andral et al., 2011) is endowed with several positive properties: easy collection, sedentarity, wide spatial distribution, and bio accumulator of trace metals (Dang et al., 2015).

Surveillance programs have used indigenous populations for passive bio monitoring of wild

mussels that are more sensitive to the accumulation of contaminants in their tissues following prolonged exposure (Martínez-Gómez et al., 2017). The genus *Mytilus* Linnaeus, 1758 has been used worldwide in bio-surveillance work, such as “Mussel Watch” (Goldberg et al., 1983), “National Observation Network (RNO *Mytilus galloprovincialis*)” and “Biological Integrating Network (RINBIO)” (Andral et al., 2004). The studies by Thebault et al. (2008) and those of Fowler (2002) have shown that the International Commission for the Scientific Exploration of the Mediterranean Sea (CIESM) has developed and implemented a “surveillance of Mediterranean mussels” (MMW) “in the early 2000”. Several Algerian works have discussed the use of the *Mytilus galloprovincialis* mussel as a bio indicator species for trace metals in their Mediterranean coasts (Andral et al., 2011; Benali et al., 2015; Rouane-Hacene et al., 2015; Guendouzi et al., 2018).

The principal objective of the present study is to make a preliminary analysis of the metal pollution of Arzew industrial gulf and Kristel bay, by ex-

amining the seasonal and annual variations of the concentrations and metal indices present in the chair of the *Mytilus galloprovincialis*. The second aim of this research is to know the main sources of this pollution by the heavy metals studied (Pb, Zn, Ni, Fe and Cu).

MATERIAL AND METHODS

Study area

The sampling sites are industrial gulf of Arzew (S1) and Oued Elma Kristel bay (S2) (Fig. 1). The first site (S1:35°48'43.1" N/0°15'49.0"W) is located in the city of Bethioua of the industrial site of Arzew, from which several points of discharge from various factories and petrochemical industry are discharged daily into the sea without any treatment. The second site (S2:35°49'03.66' N,0°28'55.89'W), reference site with high agricultural activity, is located east of the bay of Oran, 26 km from the area Arzew and near a fishermen village.

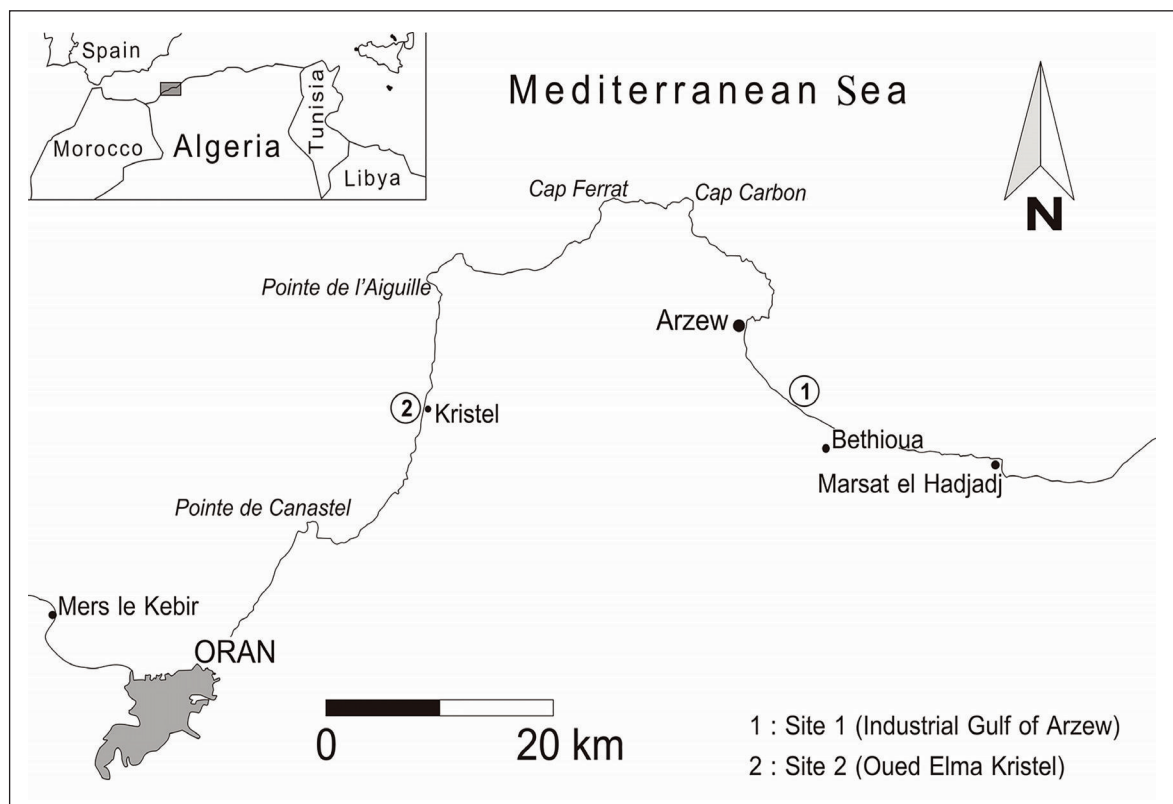


Figure 1. Geographical location of the sampling stations on the western coast of Algeria.

Samples

Coastal water and mussel samples are collected in 2016, once per season during an annual cycle: February (winter season), May (spring season), August (summer season), and November (fall season). Sea Water samples are collected by hand in several bottles according to analytical specificities and transported in a cooler at +4 °C. The mussel specimens sampled according to the techniques counselled by QUASIMEME (Wells, 1994) are immediately washed with seawater and transferred at +4 °C in a cooler to the laboratory for analysis. The mussels are inspected and the dead species are eliminated. Fifty individuals with different sizes (between 1.19 cm and 18.98 cm) were used for trace metal analysis. Each mussel was opened with a stainless steel blade and placed under its ventral edge on filter paper to take out the internal water. Subsequently, the total wet weight of each individual and the soft wet weight are measured after dissection of each organism. The biometric measurements are performed on all sampled mussels and their entire soft tissues are grouped into ten pools (each pool corresponds to five individuals of identical size) and dried in a thermostatically controlled oven at 70 °C for 48 h for possible metals analyzes traces (Rouane-Hacene et al., 2015).

Environmental parameters

The physicochemical parameters of the environment such as temperature, pH, salinity, conductivity and dissolved oxygen of the seawater are recorded in situ in all the sites by means of the multi parameter device, in parallel that the mussels were sampled. Other parameters (Phosphates, Kjeldahl nitrogen, SM, BOD5, COD, Total hydrocarbons) are analyzed in the laboratory.

Metallic analysis

The concentrations of lead (Pb), zinc (Zn), nickel (Ni), iron (Fe) and copper (Cu) are measured in the soft tissues of mussels after the hot mineralization of the samples, according to the recommended process by Aminot & Chaussepied (1983). About 0.25 g of dry weight was dissolved in 4 ml of concentrated nitric acid at 95 °C for 1 hour.

The metal concentration of the acid solutions is determined using a flame atomic absorption spectrophotometer (Analyst-100 Spectrophotometer,

version 1.10). Assurance and quality control are evaluated by processing standard samples and reference material (Mussel Tissue Standard Reference Material SRM 2976, National Institute of Standards and Technology).

Metallic indices in mussels *Mytilus galloprovincialis*

The biological availability of metals is determined by the calculation of metal indices (MI) represented by the ratio: Metal / dry weight of the shell according to the recommended process by Soto et al. (1997) and Fischer (1984) as follows:

$$\text{MSWI} = \text{MCSB} \times (\text{SFWD}/\text{SDW})$$

MSWI: Metal/shell weight index (mg / kg dry weight of the shell)

MCSB: Metal concentration in soft body (mg / kg dry weight of the shell)

SFWD: Soft flesh dry weight (g dry weight of tissue)

SDW: Shell dry weight (g).

Statistical analysis

All measurements are tested by bidirectional variance analysis (ANOVA) to detect the variability of the site or of the season. Significant differences are found at the $p < 0.05$ threshold using the Tukey test for the comparison of multiple range between pairs of means, and data were tested for normality using Shapiro-Wilk test and homogeneity of variance using Levene's test. The results are represented by the mean \pm Standard Error (SE \pm mean). Statistical analysis is performed using Statistica software (Statsoft Statistica 12).

RESULTS AND DISCUSSION

Physico-chemical parameters of seawater

The results of the physicochemical parameters of the seawater of each of the two sites (Arzew industrial site (S1) and Oued Elma Kristal site (S2) recorded during the four seasons of 2016, as annual average is shown in Table 1.

The annual average pH, temperature and salinity of the surface waters obtained for these two sites are similar to those recorded in the Mediterranean Sea (Rouane-Hacene et al., 2015; Borghini et al., 2014; Iorga & Lozier, 1999).

Parameters	Site 1	Site 2	Analysis Method	P-Value
Temperature (°C)	24.16 ± 1.22 (18.90 – 31.00)	22.73 ± 0.93 (18.50 – 29.00)	multi parameter device	ns
pH	7.86 ± 0.11 (7.00 – 8.50)	7.53 ± 0.06 (7.10 – 7.80)	multi parameter device	ns
Suspended matter (mg/L)	32.93 ± 4.89 ^a (9.40 – 52.00)	11.56 ± 0.36 ^{ab} (9.23 – 13.58)	Filtration of effluents	**
BOD5 (mg/L)	27.75 ± 1.21 ^a (20.00 – 35.00)	29.17 ± 0.56 ^a (25.00 – 32.00)	5-Day BOD Test	*
COD (mg/L)	73.17 ± 4.50 (59.00 – 102.00)	69.42 ± 3.65 (48.00 – 92.00)	Spectrometry	ns
Phosphate (mg/L)	1.17 ± 0.13 (0.20 – 1.80)	0.64 ± 0.13 (0.12 – 1.45)	Spectrophotometry	ns
Kjeldahl nitrogen (mg/L)	0.33 ± 0.04 ^a (0.19 – 0.59)	0.91 ± 0.14 ^a (0.22 – 1.88)	Oxidation of potassium persulfate	*
Total Hydrocarbon (mg/L)	24.33 ± 0.58 ^{ab} (22.00 – 29.00)	0.00 ± 0.00	Liquid-liquid extraction	**
Salinity (PSU)	36.83 ± 0.88 ^a (31.86 – 41.11)	36.24 ± 0.51 ^a (32.61 – 38.69)	multi parameter device	*
Dissolved oxygen (mg/L)	1.73 ± 0.47 ^a (0.68 – 4.89)	0.72 ± 0.05 ^{ab} (0.25 – 0.90)	multi parameter device	**
Conductivity (µs/cm)	55900.90 ± 511.96 (51478.00 – 58146.47)	53832.23 ± 520.39 (51987.20 – 56789.00)	multi parameter device	ns

Table 1. Annual variations of physico-chemical parameters of coastal waters in Industrial gulf of Arzew (S1) and Bay of Oued Elma Kristel (S2). Limit values of seasonal means are in brackets (n = 3). For each parameter, different letters (a-c) indicate significant differences (Tukey's test, p < 0.05), among sites. Levene's Test for Homogeneity of variance, Degrees of freedom for all F's: 1.22 (ns : Non-significant; * :p<0.05; ** : p<0.001).

The average concentration of total hydrocarbons recorded is too high (p < 0.05) throughout the sampling year (24.33 ± 0.58 mg/L, p < 0.05). The Kjeldahl nitrogen values recorded at the S1 site are significantly lower, with an annual mean of (0.33 ± 0.04 mg/L, p < 0.05). Otherwise, at site S2, the value of Kjeldahl nitrogen increases considerably in autumn (1.24 ± 0.02 mg/L, p < 0.05), in the spring (0.76 ± 0.09 mg/L; p < 0.05) and in summer (1.37 ± 0.27 mg/L, p < 0.05), and decreases during the winter season (0.25 ± 0.01 mg/L, p < 0.05).

The pH values recorded in both sites are approximate at the values appropriate of pH for the development of marine life (Bliefert & Perraud, 2001). The hydrogen potential affects the toxicity of heavy metals by limiting their availability (Neff, 2002). In 2018, the work of Azizi et al. (2018) confirm that metals become more toxic as gradually as the salt content in water decreases. Dissolved oxygen comes principally from the atmosphere and

photosynthesis of algae and aquatic plants. The presence of suspended solids reduces dissolved oxygen and sensitive marine species may be disturbed by an oxygen content of less than 4 mg/L (IBGE, 2005). The average values recorded at the two sites during the four seasons are below this value (4 mg/L).

The physicochemical parameters of water vary from one season to another, state the bioavailability of pollutants and thus influence both their bioaccumulation and the biological responses of marine organisms to them.

Metallic concentrations in mussels tissue Mytilus galloprovincialis

Figure 2 corresponds to the annual contents of the variable concentrations of metals (Pb, Zn, Ni, Fe, Cu) in the soft tissues of our biological material (mussel), expressed in mg / kg of dry weight, of the

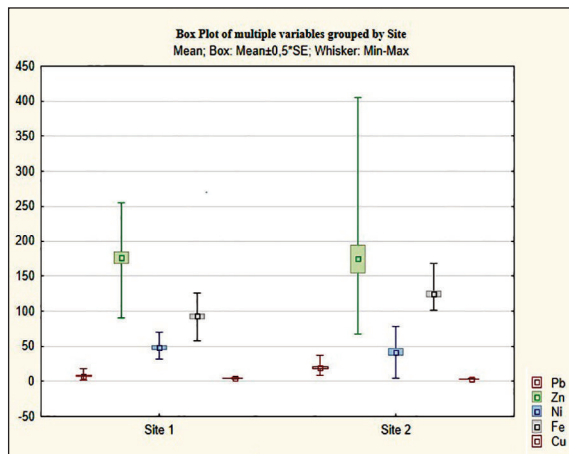


Figure 2. Annual variations of heavy metal concentrations in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, from Industrial gulf of Arzew (S1) and Bay of Oued Elma Kristel (S2).

two sites S1 and S2. According to the results obtained from our sampling, it is possible to classify the bioaccumulation capacity of the mussels according to the nature of the metal, regardless of the sampling site in the following order: Zn> Fe> Ni> Pb> Cu.

Seasonal variations in metal concentrations are presented in Table 2. The lead concentration in mussels at site S1 reached the highest level in autumn (13.64±2.26 mg.kg⁻¹ dry weight; p < 0.05), as well as in winter and spring (7.52±1.33 and 8.19±0.36 mg.kg⁻¹ dry weight, p <0.05, respectively). The highest concentrations of lead are marked in site S2 mussels in winter and spring (22.93±1.03 and 35.69±1.51 mg.kg⁻¹ dry weight, p <0.05, respectively).

In both sites, lead concentrations decreased significantly over the summer (p <0.05). These results are similar to the results already obtained in 2015 in two other sites in western Algeria, namely 9.75 mg.kg⁻¹ dry weight of mussels tissue from the Kristel site (Benali et al., 2015) and 10.67 mg.kg⁻¹ dry weight of mussels tissue from the port of Oran (Rouane-Hacene et al., 2015) and in Spain with a content of 57.83 mg.kg⁻¹ dry weight of mussels tissue of Cartagena (González-Fernández et al., 2015). These lead levels greater than 3.2 mg.kg⁻¹ indicate marked pollution (Cantillo, 1998). A higher concentration of lead in the aquatic environment is attributed to several factors: the use of petroleum products for the manufacture of mechanized vessels, industrial effluents and sewage effluents (Muduli & Nayak, 2018).

For Zinc, the soft tissues of *Mytilus galloprovincialis* showed strong seasonal variations (P <0.05). Mean maximum Zn concentrations were observed during winter at both S1 and S2 sites (234.60±12.11 and 390.22±12.56 mg.kg⁻¹ dry weight, p <0.05, respectively). These concentrations coincide with the results obtained at the port of Oran in western Algeria (Benali et al., 2015; Hadj et al., 2012) and those obtained in 2015 in Spain by González-Fernández and his collaborators (González-Fernández et al., 2015).

The work of Azizi et al. (2018) on the Moroccan Mediterranean coasts and those of Benali et al. (2015) on the Algerian Mediterranean coasts indicate that seasonal concentrations in metals seem

Sites	Seasons	Pb	Zn	Ni	Fe	Cu
Site 1	Autumn	13.64 ± 2.26 ^a (10.4 – 17.98)	207.28 ± 2.20 ^a (202.88 – 209.64)	35.33 ± 1.05 ^a (33.28 – 36.78)	102.58 ± 1.44 ^a (100.96 – 105.4)	4.56 ± 0.16 ^a (4.29 – 4.85)
	Winter	7.52 ± 1.33 ^b (5.07 – 9.65)	234.60 ± 12.11 ^a (213.39 – 255.33)	56.12 ± 0.79 ^b (54.96 – 57.63)	84.42 ± 0.25 ^b (84.05 – 84.96)	3.24 ± 0.20 ^b (3 – 3.65)
	Spring	8.19 ± 0.36 ^b (7.55 – 8.78)	92.28 ± 1.18 ^b (90.21 – 94.28)	32.52 ± 0.58 ^{ab} (31.6 – 33.59)	61.00 ± 1.37 ^c (58.3 – 62.72)	4.44 ± 0.10 ^a (4.29 – 4.69)
	Summer	2.29 ± 0.20 ^c (1.98 – 2.67)	173.46 ± 6.58 ^a (160.41 – 181.45)	68.76 ± 0.79 ^c (67.63 – 70.28)	122.25 ± 2.14 ^a (118.18 – 125.4)	6.31 ± 0.16 ^c (6.11 – 6.62)
Site 2	Autumn	9.13 ± 0.39 ^a (8.36 – 9.66)	170.87 ± 8.87 ^a (157.35 – 184.58)	73.33 ± 2.47 ^a (70.39 – 78.25)	104.49 ± 1.66 ^a (101.22 – 106.6)	3.07 ± 0.03 ^a (3.02 – 3.11)
	Winter	22.93 ± 1.03 ^b (21.68 – 24.9)	390.22 ± 12.56 ^b (365.29 – 405.37)	68.77 ± 1.26 ^b (66.35 – 70.57)	102.22 ± 0.33 ^a (101.81 – 102.8)	3.42 ± 0.12 ^a (3.25 – 3.66)
	Spring	35.69 ± 1.51 ^c (32.7 – 37.63)	70.84 ± 1.71 ^a (68.54 – 74.18)	5.48 ± 0.17 ^a (5.31 – 5.81)	123.87 ± 3.26 ^a (118.36 – 129.6)	4.32 ± 0.03 ^b (4.25 – 4.36)
	Summer	11.49 ± 0.45 ^a (10.85 – 12.3)	67.17 ± 0.07 ^a (67.03 – 68.27)	20.4 ± 0.98 ^{ab} (19.37 – 22.36)	166.48 ± 0.79 ^b (165.22 – 167.9)	4.03 ± 0.03 ^{ab} (3.99 – 4.09)

Table 2. Seasonal variations of heavy metal concentrations in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, from Industrial gulf of Arzew (S1) and Bay of Oued Elma Kristel (S2). Results are expressed as seasonal mean ± SE (n = 10); limit values of seasonal means are in brackets (n = 10) for each parameter; different letters (a—c) indicate significant differences (Tukey's test, p < 005) among seasons for each sites (values in mg/kg dry weight).

to follow in parallel the breeding period of *Mytilus galloprovincialis* mussel with some modifications. They add that after their spawning period between summer and fall, mussels need energy that they capture from abiotic environmental factors (such as temperature, salinity and food availability) affecting the bioavailability of metals in its tissues.

These researchers confirm the results already cited in the work of Adami et al. (2002) and those of Soto et al. (2000) who mention that there is a significant bioaccumulation of metals during cold seasons in parallel with the reproduction of this species. According to Muduli & Nayak (2018), agricultural activities, food waste and antifouling paints are the main sources of metallic pollution of the atmosphere by zinc and can be the source of zinc excretion by mussels once contaminated (Muduli & Nayak, 2018). This confirms the results revealed by the work of Mejdoub et al. (2018) and those of Soto et al. (2000) concerning the bioaccumulation of zinc by the mussel and its excretion six months after being separated from a polluted zone to another unpolluted.

During the summer season, higher concentrations of Ni were observed in mussels at the S1 site with (68.76 ± 0.79 mg.kg⁻¹ dry weight, $p < 0.05$) compared to other seasons of the year. The same results were found by Abderrahmani et al. (2020) in the central Algerian coast. However, the concentration of Ni in the mussels sampled from the S2 site increases in the fall and decreases in the spring (73.33 ± 477 and 5.48 ± 0.17 mg.kg⁻¹ dry weight; $p < 0.05$, respectively).

The increase in Nickel at site S1 is probably due to the discharge of heavy hydrocarbons (Amiard et al., 2004), adding the cleaning and lubrication of certain equipment during the summer season. The high nickel contamination at site S2 may be caused by the use of fertilizers during the fall (Sreedevi et al., 1992).

In the case of Iron, the highest values are obtained during the summer (122.25 ± 2.14 mg.kg⁻¹ dry weight, $p < 0.05$) in the S1 site mussels. On the other hand, in the S2 site, Iron concentrations reached their maximum value in summer (166.48 ± 0.79 mg.kg⁻¹ dry weight, $p < 0.05$) and the lowest were recorded in winter (102.22 ± 0.33 mg.kg⁻¹ dry weight, $p < 0.05$).

Notwithstanding, the iron concentrations recorded in *Mytilus galloprovincialis* appear to be higher during the summer season. This may be due to the intense influx of urban and industrial activities during the drought (Mejdoub et al., 2018). This same result was observed at the Saronikos golf course in Greece (Vlahogianni et al., 2007).

Ugur et al. (2002) pointed out that iron has a natural environmental origin; it provides oxygen to the lungs of the human body (Muduli & Nayak, 2018). According to Roméo et al. (2005) and Chafik et al. (2001), the low concentrations of iron and manganese recorded in the tissues of *Mytilus galloprovincialis* reveal a lesser effect of the terrigenous particles rich in these elements.

Finally, the concentration of Cu at the S1 site reaches the highest level in the summer (6.31 ± 0.16 mg.kg⁻¹ dry weight, $p < 0.05$) and in the spring at the S2 site mussels (4.32 ± 0.03 mg.kg⁻¹ dry weight, $p < 0.05$). Copper can come from agriculture because many plantations and vineyards are sown near the Kristel site (S2) where the mussels were sampled (Roméo et al., 2005).

Seasonal variations are related to the hydrological parameters (temperature and salinity) of the marine environment and physiological changes that control the reproductive activity of the species (Maanan, 2008; Saha et al., 2006; Szefer et al., 2004).

Compared to the literature, we take note that the mean annual concentrations of the two metals (Pb, Ni) recorded in the mussel tissues of this study greatly exceed the levels observed elsewhere (Table 5). Otherwise, the recorded concentrations of Fe and Cu in our mussel samples were lower than obtained in other parts of the Mediterranean. Zinc concentrations are significantly higher than those reported by other authors for the same region in Table 3 (Guen-douzi et al., 2018; Rouane-Hacene et al., 2015).

As a result, the concentration of heavy metals in mussel tissues reflects environmental levels (Fang et al., 2003; Spada et al., 2013). In addition, the mussels are at the same time bioindicating species of contamination and pose great public health problems. Whether wild or cultivated, they are ingested by man as seafood (Annicchiarico et al., 2010).

Metallic indices in mussels Mytilus galloprovincialis

The annual evolutions of the *Mytilus galloprovincialis* metal index of the two sites (S1 and S2) are illustrated in Fig. 3. A low metallic index is noted, regardless of the metal found in the tissues of the S2 site specimens. Regardless of the site, the decay of the indices sequence is noted as follows: Zn / shell-weight > Fe / shell-weight > Ni / shell-weight > Pb / shell-weight > Cu / shell-weight. Significant differences were observed between seasons regardless of site (Table 4).

Location	Pb	Zn	Ni	Fe	Cu	References
Marmara Sea	1.36	264.13	-	-	7.66	(Topcuoğlu et al., 2004)
Izmir Bay (Aegean Sea)	0.24	27.70	-	-	4.48	(Kucuksezgin et al., 2002)
Balearic Islands (Western Mediterranean)	2.48	234.16	-	-	4.76	(Deudero et al., 2009)
Saronikos gulf Greece	-	269	4.9	593	20.0	(Strogyloudi et al., 2012)
Apulian Coasts (Adriatic Sea)	1.50	75.27	-	-	8.17	(Spada et al., 2013)
Algerian west coast	7.49	87.98	-	-	5.22	(Rouane-Hacene et al., 2015)
Island of Sylt. Germany	1.201	73.43	2.007	-	8.272	(Helmholz et al., 2016)
Western Mediterranean Sea	7.41	24.26	-	-	7.54	(Guendouzi et al., 2018)
Casablanca coast	7.66	414.39	4.5	-	17.94	(Mejdoub et al., 2018)
Cala Iris Sea	-	162.2	3.102	529.47	5.794	(Azizi et al., 2018)
Gulf of Arzew (Algerian west coast)	13.86	175.85	45.09	110.42	4.18	Present study

Table 3. Heavy metals concentration in *Mytilus galloprovincialis* attained in various monitoring research (values in mg.kg⁻¹ dry weight).

Sites	Seasons	Index Pb	Index Zn	Index Ni	Index Fe	Index Cu
Site 1	Autumn	0.97 ± 0.42 ^a (0.15 – 1.56)	18.31 ± 9.60 ^a (2.56 – 35.7)	1.32 ± 0.79 ^a (0.43 – 2.9)	7.64 ± 5.11 ^a (1.23 – 17.76)	0.56 ± 0.12 ^a (0.35 – 0.79)
	Winter	0.30 ± 0.08 ^b (0.13 – 0.41)	8.41 ± 2.68 ^b (4.03 – 13.29)	1.79 ± 0.15 ^b (1.56 – 2.09)	4.51 ± 1.12 ^b (2.3 – 6.01)	0.19 ± 0.04 ^b (0.11 – 0.27)
	Spring	0.64 ± 0.03 ^c (0.57 – 0.69)	5.80 ± 1.33 ^b (3.36 – 7.79)	1.72 ± 0.53 ^b (0.83 – 2.67)	3.7 ± 1.07 ^b (1.77 – 5.49)	0.22 ± 0.04 ^b (0.16 – 0.30)
	Summer	0.1 ± 0.005 ^d (0.9 – 0.11)	12.92 ± 3.58 ^{ab} (6.8 – 19.22)	2.79 ± 0.73 ^c (1.36 – 3.79)	4.45 ± 1.11 ^b (2.53 – 6.39)	0.31 ± 0.02 ^{ab} (0.27 – 0.34)
Site 2	Autumn	0.53 ± 0.02 ^a (0.5 – 0.58)	10.14 ± 1.23 ^a (7.72 – 11.76)	3.61 ± 0.20 ^a (3.2 – 3.84)	5.23 ± 0.59 ^a (4.53 – 6.42)	0.16 ± 0.01 ^a (0.14 – 0.19)
	Winter	0.89 ± 0.08 ^b (0.74 – 1.02)	16.30 ± 0.16 ^b (16.01 – 16.57)	2.38 ± 0.23 ^b (2.04 – 2.83)	3.77 ± 0.41 ^b (2.95 – 4.2)	0.11 ± 0.02 ^a (0.10 – 0.13)
	Spring	1.17 ± 0.05 ^c (1.06 – 1.24)	2.49 ± 0.21 ^{ac} (2.24 – 2.93)	0.16 ± 0.02 ^a (0.11 – 0.19)	3.79 ± 0.47 ^b (2.85 – 4.37)	0.13 ± 0.02 ^a (0.09 – 0.16)
	Summer	0.30 ± 0.06 ^a (0.22 – 0.44)	2.19 ± 0.46 ^{ac} (1.33 – 2.92)	0.60 ± 0.07 ^{ab} (0.46 – 0.68)	6.61 ± 0.41 ^c (5.82 – 7.21)	0.11 ± 0.02 ^a (0.07 – 0.14)

Table 4. Seasonal variations of metal/shell-weight indices in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, from Industrial gulf of Arzew (S1) and Bay of Oued Elma Kristel (S2). Results are expressed as seasonal mean ± SE (n = 10); limit values of seasonal means are in brackets (n = 10); for each parameter. different letters (a-d) indicate significant differences (Tukey's test. p < 005) among seasons for each site (values in mg/kg dry shell weight).

The metal index of zinc obtained at the S1 site was significantly higher (p < 0.05) in autumn (18.31 ± 9.60 mg.kg⁻¹ dry shell weight) and in summer (12.92 ± 3.58 mg.kg⁻¹ dry shell weight). In site S2, the lowest level (2.19 ± 0.46 mg.kg⁻¹ dry shell weight) was obtained in summer.

The metal index of iron in the mussels collected in site S1 reached the highest level in au-

tumn (7.64 ± 5.11 mg.kg⁻¹ dry shell weight, p < 0.05) and the highest low in the spring (3.7 ± 1.07 mg.kg⁻¹ dry shell weight, p < 0.05). This index decreased significantly (p < 0.05) at S2 (3.77 ± 0.41 mg.kg⁻¹ dry weight shell) in winter and increased in summer (6.61 ± 0.41 mg.kg⁻¹ dry shell weight).

The metal index of nickel at the S1 site is significantly more dominant (p < 0.05) during the

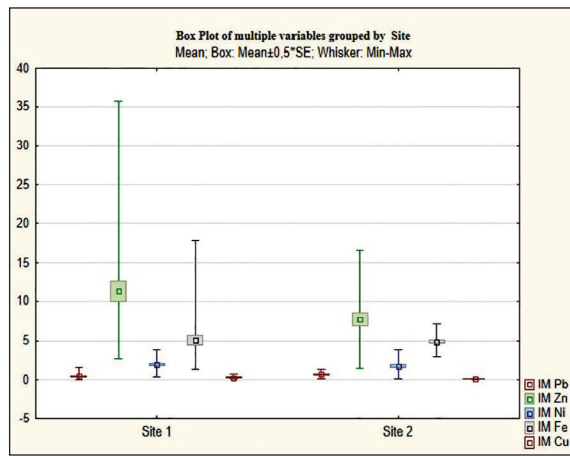


Figure 3. Annual variations of metal/shell-weight indices in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, from Industrial gulf of Arzew (S1) and Bay of Oued Elma Kristel (S2).

summer (2.79 ± 0.73 mg.kg⁻¹ dry shell weight) than during the other seasons. This index decreased considerably ($p < 0.05$) in the spring (0.16 ± 0.02 mg.kg⁻¹ dry shell weight) and in summer (0.60 ± 0.07 mg.kg⁻¹ dry shell weight) at site S2.

The metal index of lead reached the highest level ($p < 0.05$) in autumn (0.97 ± 0.42 mg.kg⁻¹ dry shell weight) and the lowest ($p < 0.05$) in summer (0.1 ± 0.005 mg.kg⁻¹ dry shell weight) at site S1. On the other hand, we observed at site S2 a higher level ($p < 0.05$) in winter (0.89 ± 0.08 mg.kg⁻¹ dry shell weight) and the lowest level ($p < 0.05$) in summer.

The metal index of copper is significantly higher ($p < 0.05$) in autumn and has a lower value ($p < 0.05$) in summer at both sampling sites.

Metal indices indicate that the bioavailability of metals is very high and confirms that metal concentrations are relatively high in native mussel's tissue (Mejdoub et al., 2018). Fischer (1984) states that this index is the reliable tool for estimating the bioavailability of metals in the environment (Fischer, 1984).

The work of Bartolomé et al. (2010) state that the metal / shell weight index used to normalize the analytical concentration is useful for removing some of the variability due to the inherent biology of sentinel mussels.

CONCLUSIONS

The evaluation of the bioaccumulation and bioavailability of metals (Pb, Zn, Ni, Fe and Cu) in the soft tissues of *Mytilus galloprovincialis* collected

on the Algerian occidental coasts revealed the true state of contamination of the aquatic environment.

The present study records a strong contamination of both sites. The main cause of this contamination at site 1 is the very important industrialization, the petrochemical installations, an active port and many industrial and domestic discharges. The pollution recorded at site 2 is probably due by agricultural activities and pesticides used, adding the discharges of urban domestic water.

Thus, the presence of metals in mussel's tissue reflects environmental levels contaminated. In addition, mussels (both cultivated and wild) are served as bioindicative of pollution and raise public health concerns when consumed as seafood. The consumption of bivalves could have negative effects on human health in general and on children in particular. Periodic monitoring and control of trace metals in commercial mussels is required for assessments of the safety and quality of water in the environment.

Similar studies can be done with more mussels samples to confirm the trend noted in this study. Awareness campaigns should be conducted to inform the public of the risk of toxicity of metals.

REFERENCES

- Abderrahmani, K., Boulahdid, M., Bendou, N. & Aissani, A., 2020. Seasonal distribution of cadmium, lead, nickel, and magnesium in several tissues of mussels from the Algerian coasts. *Environmental Science and Pollution Research*, 27: 22547–22567. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08682-8>
- Adami G., Barbieri P., Fabiani M., Piselli S., Predonzani S. & Reisenhofer E., 2002. Levels of cadmium and zinc in hepatopancreas of reared *Mytilus galloprovincialis* from the Gulf of Trieste (Italy). *Chemosphere*, 48: 671–677. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00196-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00196-0)
- Aminot A. & Chaussepied M., 1983. *Manual for Chemical Analyses in Marine Environment*. Publications of the National Center for Exhibition. Oceans Oceanographic Center of Brittany, Brest, 395 pp.
- Andral B., Galgani F., Tomasino C., Bouchoucha M., Blottiere C., Scarpato A., Benedicto J., Deudero S., Calvo M., Cento A., Benbrahim S., Boulahdid M. & Sammari C., 2011. Chemical Contamination Baseline in the Western Basin of the Mediterranean Sea Based on Transplanted Mussels. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 61: 261–271. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9599-x>
- Andral B., Stanisiere J.Y., Sauzade D., Damier E., Thebault H., Galgani F. & Boissery P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean

- based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 704–712.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.008>
- Annicchiarico C., Assennato G., Blonda M., Cardellicchio N., Di Leo A., Giandomenico S., Lopez L., Spada L. & Ungaro N., 2010. Preliminary results of pollutants biomonitoring in coastal marine and transitional waters of Apulia region (Southern Italy). *Fresenius Environmental Bulletin*, 19: 1841–1847.
- Azizi G., Layachi M., Akodad M., Yáñez-Ruiz D.R., Martín-García A.I., Baghour M., Mesfioui A., Skalli A. & Moumen, A., 2018. Seasonal variations of heavy metals content in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Cala Iris offshore (Northern Morocco). *Marine Pollution Bulletin*, 137: 688–694.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.052>
- Bartolomé L., Navarro P., Raposo J.C., Arana G., Zuloaga O., Etxebarria N. & Soto M., 2010. Occurrence and Distribution of Metals in Mussels from the Cantabrian Coast. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59: 235–243.
<https://doi.org/10.1007/s00244-010-9476-7>
- Benali I., Boutiba Z., Merabet A. & Chèvre N., 2015. Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 385–394.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.03.041>
- Borghini M., Bryden H., Schroeder K., Sparnocchia S. & Vetrano A., 2014. The Mediterranean is becoming saltier. *Ocean Science*, 10: 693–700.
<https://doi.org/10.5194/os-10-693-2014>
- Cantillo A.Y., 1998. Comparison of results of Mussel Watch Programs of the United States and France with Worldwide Mussel Watch Studies. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 712–717.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00049-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00049-6)
- Bliefert C. & Perraud R., 2001. *Chimie de l'environnement*. De Boeck Supérieur, 478 pp.
- Chafik A., Cheggour M., Cossa D. & Sifeddine S.B.M., 2001. Quality of Moroccan Atlantic coastal waters: water monitoring and mussel watching. *Aquatic Living Resources*, 14: 239–249.
[https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(01\)01123-8](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(01)01123-8)
- Dang D.H., Schäfer J., Brach-Papa C., Lenoble V., Durrieu G., Dutruch L., Chiffolleau J.-F., Gonzalez J.-L., Blanc G., Mullot J.-U., Mounier S. & Garnier C., 2015. Evidencing the Impact of Coastal Contaminated Sediments on Mussels Through Pb Stable Isotopes Composition. *Environmental Science & Technology*, 49: 11438–11448.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01893>
- Deudero S., Box A., Tejada S. & Tintoré J., 2009. Stable isotopes and metal contamination in caged marine mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1025–1031.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.02.011>
- Fang Z.-Q., Cheung R.Y.H. & Wong M.H., 2003. Heavy metals in oysters, mussels and clams collected from coastal sites along the Pearl River Delta, South China. *Journal of Environmental Science China*, 15: 9–24.
- Fischer H., 1984. Cadmium body burden/shell weight of mussels: a precise index for environmental monitoring, in: International Council for the Exploration of the Sea Council Meeting Documents, CMCESRE, pp. 1–19.
- Fowler S.W., 2002. A Mediterranean Mussel Watch for radionuclides: what is the best information that can be gained? In: CIESM Workshop Series, pp. 67–70.
- Goldberg E.D., Koide M., Hodge V., Flegal A.R. & Martin J., 1983. U.S. Mussel Watch: 1977–1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16: 69–93.
[https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90095-1](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90095-1)
- González-Fernández, C., Albertosa, M., Campillo, J.A., Viñas, L., Fumega, J., Franco, A., Besada, V., González-Quijano, A., Bellas, J., 2015. Influence of mussel biological variability on pollution biomarkers. *Environmental Research*, 137: 14–31.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.11.015>
- Guendouzi Y., Soualili D.L., Boulahdid M. & Boudjellal B., 2018. Biological Indices and Monitoring of Trace Metals in the Mussel from the Southwestern Mediterranean (Algeria): Seasonal and Geographical Variations. *Thalassas, Journal of Marine Science*, 34: 103–112. <https://doi.org/10.1007/s41208-017-0043-0>
- Hachemi T. & Chafika H., 2019. Use of the Mussel *Mytilus Galloprovincialis* in Monitoring Heavy Metal Levels in Seawater from Western Algerian coast. Colloque national sur la sécurité des procédés et le développement durable (CNSPDD'19). Oral communications, p. 31.
- Hadj Z.E., Boutiba Z. & Belbachir B., 2012. *Mytilus galloprovincialis*; as Mussel Watch for Butyltins, Tin, Copper and Zinc Contamination, from Antifouling Paint Particles, in West Algerian Coastal Waters. *Journal of Environmental Protection*, 3: 1047–1053.
<https://doi.org/10.4236/jep.2012.39122>
- Helmholz H., Ruhnau C., Pröfrock D., Erbslöh H.-B. & Prange A., 2016. Seasonal and annual variations in physiological and biochemical responses from transplanted marine bioindicator species *Mytilus* spp. during a long term field exposure experiment. *Science of the Total Environment*, 565: 626–636.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.202>
- IBGE, 2005. *Qualité physico chimique et chimie des eaux : cadre général*. Institut Bruxellois pour la gestion de l'Environnement. Belgique, 16 pp.
- Iorga M. & Lozier M., 1999. Signatures of the Mediterranean outflow from a North Atlantic climatology: 1. Salinity and density fields. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 104: 985–26.
<https://doi.org/10.1029/1999JC900115>
- Kucuksezgin F., Uluturhan E., Kontas A. & Altay O., 2002. Trace metal concentrations in edible fishes from Izmir Bay, Eastern Aegean. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 827–832.
[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00110-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00110-8)

- Maanan M., 2008. Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environ. Pollut., Chelating Agents in the Environment*, 153: 176–183.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.024>
- Martínez-Gómez C., Fernández B., Robinson C.D., Campillo J.A., León V.M., Benedicto, J., Hylland K. & Vethaak A.D., 2017. Assessing environmental quality status by integrating chemical and biological effect data: The Cartagena coastal zone as a case. *Marine Environmental Research*, 124: 106–117.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.04.008>
- Mejdoub Z., Zaid Y., Hmimid F. & Kabine M., 2018. Assessment of metals bioaccumulation and bioavailability in mussels *Mytilus galloprovincialis* exposed to outfalls pollution in coastal areas of Casablanca. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 48: 30–37.
<https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.02.018>
- Muduli S. & Nayak L., 2018. Comparative study on iron, copper, zinc and lead metals in two commercially important shrimps *Penaeus Monodon* and *Penaeus Indicus*. *International Journal of Advance Research and Innovation*, 1: 8–12.
- Neff J.M., 2002. *Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of Contaminants from Oil Well Produced Water*. Elsevier.
- Roméo M., Frasila C., Gnassia-Barelli M., Damiens G., Micu D. & Mustata G., 2005. Biomonitoring of trace metals in the Black Sea (Romania) using mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Water Research*, 39: 596–604. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.09.026>
- Rouane-Hacene O., Boutiba Z., Belhaouari B., Guibbolini-Sabatier M.E., Francour P. & Risso-de Faverney C., 2015. Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanologia*, 57: 362–374.
<https://doi.org/10.1016/j.oceano.2015.07.004>
- Saha M., Sarkar S.K. & Bhattacharya B., 2006. Interspecific variation in heavy metal body concentrations in biota of Sunderban mangrove wetland, northeast India. *Environment International*, 32: 203–207.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.08.012>
- Soto M., Ireland M.P. & Marigómez I., 2000. Changes in mussel biometry on exposure to metals: implications in estimation of metal bioavailability in 'Mussel-Watch' programmes. *Science of the Total Environment*, 247: 175–187.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00489-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00489-1)
- Soto M., Ireland M.P. & Marigómez I., 1997. The contribution of metal/shell-weight index in target-tissues to metal body burden in sentinel marine molluscs. 2. *Mytilus galloprovincialis*. *Science of the Total Environment*, 198: 149–160.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)05451-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)05451-X)
- Spada L., Annicchiarico C., Cardellicchio N., Gandomenico S. & Di Leo A., 2013. Heavy metals monitoring in mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Apulian coasts (Southern Italy). *Mediterranean Marine Science*, 14: 99.
<https://doi.org/10.12681/mms.323>
- Sreedevi, P., Suresh, A., Sivaramakrishna, B., Prabhavathi, B., Radhakrishnaiah, K., 1992. Bioaccumulation of nickel in the organs of the freshwater fish, *Cyprinus carpio*, and the freshwater mussel, *Lamellidens marginalis*, under lethal and sublethal nickel stress. *Chemosphere*, 24: 29–36.
[https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90564-8](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90564-8)
- Strogloudi E., Angelidis M., Christides A. & Papatheanassiou E., 2012. Metal concentrations and metallo-thionein levels in *Mytilus galloprovincialis* from Eleftheria bay (Saronikos gulf, Greece). *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 7189–7205.
<https://doi.org/10.1007/s10661-011-2490-z>
- Szefer P., Kim B.-S., Kim C.-K., Kim E.-H. & Lee C.-B., 2004. Distribution and coassociations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus galloprovincialis* relative to the surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula. *Environmental Pollution*, 129: 209–228.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.012>
- Taleb Z. & Boutiba Z., 2007. La moule *Mytilus galloprovincialis*: Bioindicatrice de pollution marine - cas du port d'Oran. *Science and Technology*, 25: 59–64.
- Thebault H., Baena A., Andral B., Barisic D., Albaladejo J., Bologna A., Boudjenoun R., Delfanti R., Egorov V., Khoukhi T., Florou H., Kniewald G., Noureddine A., Patrascu V., Pham M., Scarpato A., Stokozov N., Topcuoglu S. & Warnau M., 2008. Cs-137 baseline levels in the Mediterranean and Black Sea: A cross-basin survey of the CIEM Mediterranean Mussel Watch programme. *Marine Pollution Bulletin*, 57: 801–806.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.11.010>
- Topcuoğlu S., Kirbaşoğlu Ç. & Yılmaz Y.Z., 2004. Heavy Metal Levels in Biota and Sediments in the Northern Coast of the Marmara Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96: 183–189.
<https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031726.01364.47>
- Uğur A., Yener G. & Başarı A., 2002. Trace metals and 210Po (210Pb) concentrations in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) consumed at western Anatolia. *Applied Radiation and Isotopes*, 57: 565–571.
[https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(02\)00141-0](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(02)00141-0)
- Vlahogianni T., Dassenakis M., Scoullou M.J. & Valavanidis A., 2007. Integrated use of biomarkers (superoxide dismutase, catalase and lipid peroxidation) in mussels *Mytilus galloprovincialis* for assessing heavy metals' pollution in coastal areas from the Saronikos Gulf of Greece. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1361–1371.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.018>
- Wells D.E., 1994. QUASIMEME: Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe. *Marine Pollution Bulletin*, 29: 143–145.
[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90406-5](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90406-5)

POLLUTION ESTIMATES OF DISCHARGE WATER FROM A NATURAL GAS LIQUEFACTION COMPLEX

H. Tires C. Hebbar

Laboratory of Industrial Safety and Sustainable Development Engineering, Institute of Maintenance and Industrial Safety, University of Oran 2, Mohamed Ben Ahmed, Bir El Djir, Oran, Algeria
tires.hachemi@univ-oran2.dz, chafika_hebbar@yahoo.fr

Abstract- The purpose of this research is to make a spatio-temporal monitoring of the pollution of industrial effluents generated by a natural gas liquefaction complex. We targeted 04 main discharge sites during a period of 06 months from February to July 2018. The statistical results of physicochemical analyses of the parameters temperature (T), Hydrogen Potential (pH), suspended solids (SS), chemical oxygen demand (COD) and five-day biochemical oxygen demand (BOD_5) showed a significant increase of temperature and pH ($35.80\text{ }^\circ\text{C} - 10.8$) at site E1, BOD_5 and SS at site E2 ($30.41\text{ mg/L} - 45.39\text{ mg/L}$) and COD (135.11 mg/L) at site E3. Metallic analysis of the elements cadmium (Cd), copper (Cu), chromium (Cr), nickel (Ni), iron (Fe), manganese (Mn), lead (Pb) and mercury (Hg) recorded an increase in Fe during the months of February and march in site E1 ($3.73\text{ mg/L} - 0.78\text{ mg/L}$). Ni and Mn mean values increased during April at all four sites.

Keywords: Natural Gas Liquefaction Complex, Water Pollution, Heavy Metals, Physicochemical Parameters, Wastewater, PCA.

1. INTRODUCTION

When water is used in industrial processes, it becomes depleted or enriched with all kinds of substances, or changes in temperature, and the resulting pollution ends up in the aquatic environment. The nature and composition of the discharges are different from one site to another and are responsible for the negative impacts on the natural environment, which requires a specific analysis for each type of pollution. The international scientific community has announced that anthropogenic activities have, or will have, consequences on the functioning of all ecosystems on the planet [1]. Uncontrolled urbanization, tourism and industrialization around coastal areas have led to an alarming level of pollution of aquatic environments due to anthropogenic inputs. Moreover, industry is the human activity that generates the most wastewater [2] and considerable loads of pollutants [3]. It is a major interface between man and the natural environment; it requires resources to design goods or services that meet human needs and discharges

waste and effluents [4]. The large industrial complexes are all located on the Algerian coast, on 1622 km of seafront [5]. Algerian industry is dominated by the petrochemical, chemical and steel industries, focus on coastal areas; more than 50% of Algerian industrial complex are registered.

Coastal zones occupy a considerable area along the Algerian coast and are exposed to pollution due to population growth, increasing urbanization and industrialization. Sewage contaminated with organic matter, suspended solids, detergents and lubricants is one of the main reasons for the degradation of Algeria's coastal ecosystems [6]. More than 90 million cubic meters of a wastewater are discharged each year on the coast. Pesticides, fertilizers and solvents are discharged directly into the environment when used by humans and indirectly as industrial waste from various activities such as mining, industrial manufacturing, incineration, fuel consumption or accidental discharges [7]. Living organisms are exposed in the marine environment to a complex mixture of chemicals and transformation products responsible for multiple damages at the organism, population and ecosystem levels [8]. The latter, with a high enrichment factor and a slow rate of elimination, are an early indicator of the disturbance induced by environmental contamination in populations [9].

The presence of organic substances comes more precisely from the presence of oils and/or the use of solvents and degreasers; the latter can accumulate in living organisms and present biomagnification phenomena in food webs [10]. The imbalance created between metals in sediments and surface waters is disturbed, which may be a determining factor in the intensification of water contamination [11]. The uncontrolled discharge of liquid effluents generated by industrial complexes is due to the poor treatment of wastewater treatment plants, which are generally non-operational or absent; this will lead to water pollution, a real danger for marine flora and fauna and for human health. Industrial effluents are the major actors of the ecological imbalance at the level of coastal ecosystems.

The composition and concentration of industrial effluents are extremely variable according to the type of industry. The contamination of these waters is strongly influenced by the site environment. Industrial effluents are the major cause of environmental pollution [12] and contain toxic organic and mineral substances within certain limits and cause ecological imbalance of the receiving environment and poor biological treatment [13].

The impact of industrial effluents on the environment is currently a clear reality and a serious threat to the quality of these waters [14]. The multiple anthropogenic activities cause discharges of chemical substances of various types and origins, whether diffuse such as urban and rural run-off, atmospheric fallout or collected such as industrial effluents. Water, a precious commodity that is indispensable for the operation of factories, is undergoing degradation of various origins (industrial, domestic or agricultural). It is subject to difficult situations leading to the disruption of all ecosystems, especially the marine system. Pollution of the sea by effluents is clearly visible in the industrial zone, which is a site for the production of petrochemicals (ammonia, urea, and methanol) and the processing of petroleum products (oil refining, natural gas liquefaction).

This study is based on analyses of the physicochemical (*Temperature, pH, SS, BOD₅, COD*) and metallic (Cadmium, Copper, Chromium, Nickel, Iron, Manganese, Lead and Mercury) parameters of the wastewater from an industrial complex. The complex discharges a significant quantity of water used in its natural gas liquefaction process: desalination of seawater to produce fresh water and cooling of certain gases (propane). The aim of this research is to highlight the level of pollution generated by the various activities of the natural gas liquefaction complex through the analysis of various wastewater characterization parameters. A six-month follow-up of the liquid discharges from this industrial complex was carried out to better identify the nuisances generated.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Selection of Sample Stations

Four sample stations were chosen in the natural gas liquefaction complex to investigate the pollution of its discharge waters (Figure 1, Table 1).



Figure 1. Location of sample sites

Table 1. Description and location of sample sites

Site	Description	Location
E1	Boiler drain	35°48'30"N 0°15'28"W
E2	Discharge pipe for oily water from natural gas liquefaction trains	35°48'40"N 0°15'26"W
E3	Loading bay	35°48'48"N 0°15'14"W
E4	General discharge channel	35°48'43"N 0°15'47"W

This complex was chosen because several sources of pollution were identified. The important pollution discharges in the port of Arzew are urban and industrial. In the marine environment, manganese (Mn), zinc (Zn), mercury (Hg), copper (Cu), chromium (Cr), nickel (Ni), aluminum (Al), lead (Pb), cadmium (Cd) and arsenic (As) are the heavy metals that have received the most research attention due to their toxicity to organisms and risks to human health [15].

These metals (Cd, Cu, Cr, Ni, Fe, Mn, Pb and Hg) were chosen for this study due several reasons. The analysis of metals was realized by the Perkin-Elmer flame atomic absorption spectrophotometer (AAS) in the laboratory of the RAFFINERIE of the industrial zone of Arzew (RA1/z) which has specific lamps for these metals. All these metals were selected because they are the most represented and most problematic in the environment, for their ability to concentrate in the body of the organism and to propagate along the trophic chain, and for their potential toxicity (even at very low concentrations) to ecosystems and human health, which is a global concern. They are measurable at trace levels, their assays are easy to perform, and levels measured in tissues are correlated with exposure [16]. Pollution by metals and hydrocarbons presents definite dangers for the Mediterranean in the short and long term.

2.2. Sampling

The samples were collected over a period of 6 months, from February to July 2018, at a rate of 3 samples per month. The samples were collected between 9H00 and 12H00 am, taken between 30 and 50 cm deep [17]. The samples were collected in polyethylene bottles, previously rinsed 3 times with the distilled water to be analyzed. They were then stored at 4 °C until transported to the laboratory, where they were analyzed within 24 hours [18].

The methods of analysis were those recommended by the French and European standard (ISO 5667-3) and the guide to the documentation booklet (T-90-523-2) [18] to avoid any contamination. Two milliliters of nitric acid were added to each sample to avoid any precipitation and or metal absorption on the walls of the bottles. For each sample the temperature and pH were measured in situ using a Multi Parameter Instrument (MPI). Table 2 summarizes the methods used to analyze the physicochemical parameters.

Table 2. Method of analysis of the physicochemical parameters studied

Physico chemical parameter	Analysis method	Analysis instrument	Limit values
<i>pH</i>	pH-Meter	Multi Parameter Instrument (Hanna)	6.5-8.5
<i>T</i>	Thermometer	Multi Parameter Instrument (Hanna)	30 °C
<i>SS</i>	Effluent filtration	Electronic scale BS-1105	40 mg/L
<i>BOD₅</i>	Dilution	DBO Meter	40 mg/L
<i>COD</i>	Spectrometry	Pre-measured tube	130 mg/L

2.3. Statistical Analysis

Significant differences were established according to Tukey's test ($p < 0.05$) for the various comparison between the variations in the monthly means of the different parameters studied. Statistical analysis was performed using STATISTICA software (version 12). The PEARSON Correlation Matrix is used for determination of the correlation coefficients between the heavy metals analyzed in the discharge water of the various sampling points and the physicochemical parameters. The Principal Component Analysis (PCA) method was used.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The estimation of industrial pollution is a complex and challenging problem that requires the determination and testing of different parameters to characterize the level of pollution in effluents in a comprehensive and relevant manner. For most sampling series, the physicochemical and metallic parameters of the discharge water vary significantly from one site to another.

3.1. Monthly Variation in Physicochemical Contamination of Wastewater

Figures 2-6 show the results of the monthly variations in the physicochemical parameters of the discharge water taken from the four sites (E1, E2, E3 and E4) of the industrial complex.

3.1.1. The Variation of the Temperature and *pH*

The temperature as well as *pH* values are high, exceeding the national standard [19]. The values of the monthly averages of the temperature of industrial discharge water vary from 30.33 °C in February to 45.66 °C in April, in site E1, and from 18.7 °C to 34.23 °C in sites E2, E3 and E4 (Figure 2). The minimum values are observed in March at both sites E3 and E4, while the maximum values are recorded in April at site E1 and in June at sites E2 and E3.

The minimum temperature recorded is due to the gradual cooling in contact with the air temperature, with the industrial effluents being discharged into an open-air system. The maximum temperature recorded can be explained by the influence of the process on the temperature increase [20]. Higher water temperature increases primary production and the risk of dystrophic crises, which influences the quantity of dissolved dioxygen in the water [17]. The water temperature varies according to the outside air temperature, insolation and

the time of sampling. Temperature increases can kill some species, but can also promote the development of other organisms, thus causing ecological imbalance.

The *pH* values of the various recorded sites range from 6.9 to 10.03 (Figure 3). On the other hand, there is a significant increase in the *pH* at site E1 during all the months (from 9.73 to 10.26) and this comes back to the boiler service water, which must have a basic *pH* to avoid clogging of the tubes and perforation of the enclosure. *pH* conditions a large number of physicochemical equilibria and depends on multiple factors such as temperature and water origin.

The *pH* value reflects the stability of the equilibrium established by the various forms of a weak acid (H_2CO_3) and is associated with the system developed by the anions HCO_3^- (bicarbonate) and CO_3^{2-} (carbonate) [21]. Fluctuation in effluent *pH* is explained by chemical consumption at the site level. Wastewater sometimes has a high *pH* due to the use of caustic soda for washing equipment or preparing raw materials. The quantity and quality of the discharged water is also highly variable due to batch washing and rinsing operations. High or low *pH* levels in water affect aquatic life and alter the toxicity of other pollutants in another form.

3.1.2. Analysis of Suspended Solids

National and European standards set a limit value for *SS* in industrial liquid effluents a concentration of 40 mg/L for old installations, if applicable. The results of the physico-chemical analyses recorded a large pollution by suspended solids (*SS*) at sites E2 and E3 with a peak of 51.66 mg/L during the months of February and April (Figure 4). These results confirm the maximum values of *SS* recorded in the effluent from the Skikda industrial complex [22]. This increase in suspended solids is probably due to: rainwater that has run off on oily areas, water leaks from trains that run on oily areas, effluents related to the maintenance operations of facilities, effluents from boiler conservation, effluents from canteens (water from washing floors and appliances, vegetable washing, defrosting cold rooms, dishwashing water, emptying of cooking appliances), sanitary discharges, washbasins, showers in administrative buildings, in adding spills resulting from accidents during production operations [23].

All these discharges are mixed with industrial discharges in the same channel (E2), which then passes without prior treatment into the channel (E3). The presence of these *SS* in the discharges can considerably compromise the functioning of the sewage treatment system. Furthermore, it can generate nuisances such as mud deposits and fouling of the receiving water beds. *SS* have harmful effects when they have a high level on the physico-chemical characteristics of water, this can lead to a reduction in water transparency, changes in turbidity and reduced light penetration, but they can be considered an important source of sustenance for fauna and flora when they meet the standard values. Suspended solids can cause sludge deposits which interfere with the maintenance of natural biological buildings and fouling of aquatic receiving waters which impede the biodegradation of micropollutants [22].

3.1.3. Analysis of *BOD*₅ and *COD*

The main effect of the release of biodegradable organic matter into the natural environment is the resulting consumption of oxygen. Low *BOD*₅ values may be the result of intensive chemical treatment, inhibiting any biological activity [24]. The *BOD* measurement is widely used for monitoring wastewater treatment plant discharges, as it gives an approximation of the biodegradable organic matter load. The *BOD* is attached directly to the DO, when the concentration of *BOD* is high, it is found that the reduction of available oxygen is fatal; it increases the mortality of aquatic species. The highest values of biochemical oxygen demand (*BOD*₅) were recorded at the E2 site with a value of 33.66 mg/L during the dry season (Figure 5), this may be due to the creation of conditions for the degradation of organic matter by microorganisms whose activity increases with warming water. These results confirm the results found by Mohamed [22] for *BOD*₅ values (28.2 mg/L) in the discharge water from the industrial complex in Skikda (LNG), and largely meet Algerian standards [19].

The chemical oxygen demand (*COD*) of the discharge water samples generally ranged from 25.66 mg/L to 309.66 mg/L over the study period. The *COD* value is an important indication with which to characterize the overall pollution of water by organic compounds. The *COD* measurement is an estimate of the biodegradable and non-biodegradable organic matter present in wastewater in colloidal or *SS* form. The values measured reached a concentration of 309.66 mg/L at site E2 during the month of April and a value of 242.33 mg/L in the month of February at site E4, far exceeding the Algerian standard [19] limited to 130 mg/L for old installations (Figure 6). The increase in *COD* can have an adverse effect on the quality of seawater and this affects aquatic life and fish [25]. Industrial effluent from the complex could be hazardous to the living environment if the level of organic matter is too high and irregular (E4). According to Sankpal [20], the average *COD* value was 1825 mg/L, which is above the limit allowed by (WHO) [26]. Negative impacts are observed on the marine environment (E4) such as deoxygenation of the environment caused by the input of organic matter as well as chemical pollution related to mineral and organic micropollutants.

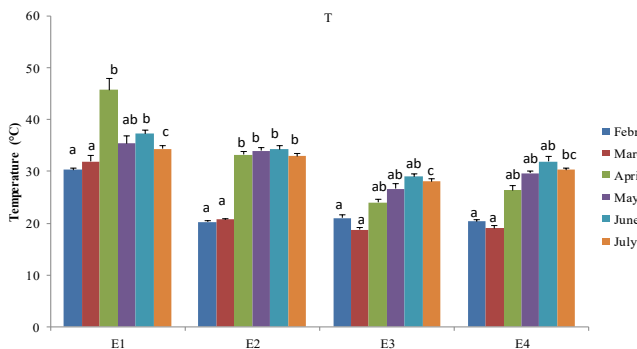


Figure 2. Monthly variations of the temperature at sites (E1, E2, E3, E4)

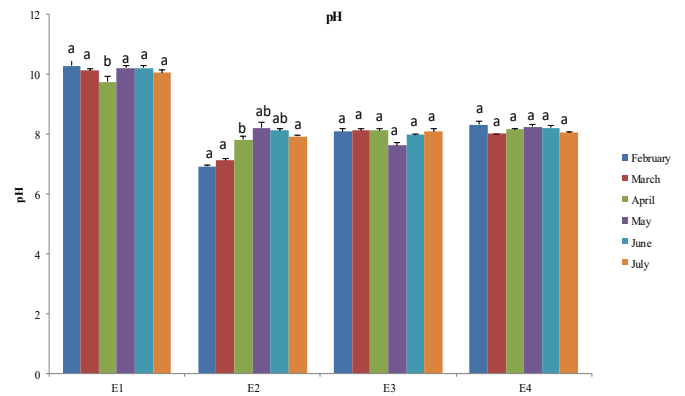


Figure 3. Monthly variations of *pH* at sites (E1, E2, E3, E4)

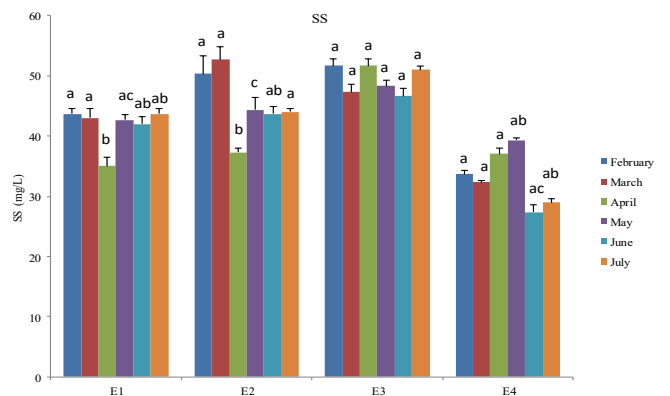


Figure 4. Monthly variations of suspended solids at sites (E1, E2, E3, E4)

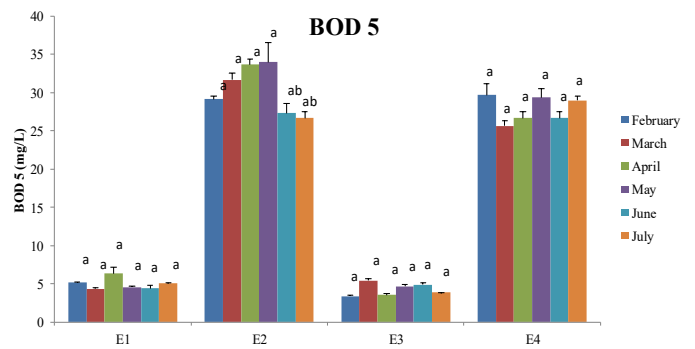


Figure 5. Monthly variations of the *BOD*₅ at sites (E1, E2, E3, E4)

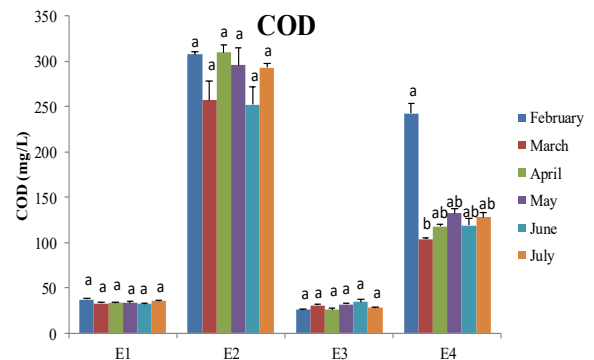


Figure 6. Monthly variations of the *COD* at sites (E1, E2, E3, E4)

3.2. Monthly Variation in Metallic Contamination of Wastewater

Heavy metals have the capacity to concentrate along the food chain and bind to various organs in the human body [15]. It is therefore necessary to reduce their concentrations in industrial effluents to acceptable levels compared to Algerian standards. The results of the different parameters are represented by the mean \pm standard error (mean \pm SE). In this study, the metallic analysis of the discharge water from the industrial complex focused on estimating the concentrations of 08 metals: Cd, Cu, Cr, Ni, Fe, Mn, Pb and Hg. Figure 7 shows the results of the six-month analysis averages.

The concentration of Iron in the analyzed wastewater ranged from 3.733 mg/L at site E1 during the month of February to a minimum of 0.001 mg/L at site E3 during the month of March. These recorded concentrations confirm the maximum iron values (26.47 mg/L) obtained by Mohamed [22]. The high iron concentration is due to maintenance work carried out before the boiler was commissioned, corrosion of the plant's pipes, soil leaching and the age of the complex, which dates back to 1981. As a result, there may be a risk of toxicity of this pollutant to aquatic fauna and flora.

The Manganese values recorded in the month of April considerably exceed the Algerian norm [19] for the four sites (E1, E2, E3 and E4), they vary between 1.5 mg/L and 1.646 mg/L. Manganese is an element that has the particularity of being present in several oxidation degrees from -3 to +7, which allows the existence of numerous inorganic and organometallic compounds that are produced either from ores or from metallic manganese [27]. The main inorganic compounds are manganese chloride, manganese sulphate, manganese tetroxide, manganese dioxide and potassium or sodium permanganate. Industrially, manganese is indispensable to the steel industry, mainly in the form of ferroalloys. As an alloying additive, manganese gives steel increased hardness and improves many of its mechanical properties. Non-ferrous alloys such as aluminum and some copper alloys also benefit from the addition of manganese to improve their properties [27]. In the workplace, manganese can be emitted in the form of powders, dusts or fumes, during machining, grinding or polishing operations, which emit particles, and during welding or cutting operations, which emit manganese fumes [27].

It was also noted that during the same month there was a significant increase in copper 0.463 mg/L. Although these results do not surpass the limit values set by Executive Decree 06-141 [19] (3 mg/L as limit value and 5 mg/L as extreme tolerance for old installations in operation). These values are explained by the corrosion of the installations. Nickel values recorded range from 0.001 mg/L (minimum value) to 0.851 mg/L (maximum value) with a mean value of 0.086 mg/L. Only site (E1) recorded an exceedance of the standard in April. This concentration is synonymous with the aggressiveness of seawater on the condenser alloys, especially at the start of the process.

Mercury values showed negligible variation over the study period; they ranged from 0.001 mg/L to 0.008 mg/L with a mean value of 0.003 mg/L. The values of mercury, chromium, lead and cadmium at the various sites are at trace levels. These values are in conformity with the directives of (Executive Decree, No. 06-141) [19]. The metals are classified in descending order of specific toxicity as follows: Hg < Cr < Pb < Cd < Cu < Ni < Fe < Mn.

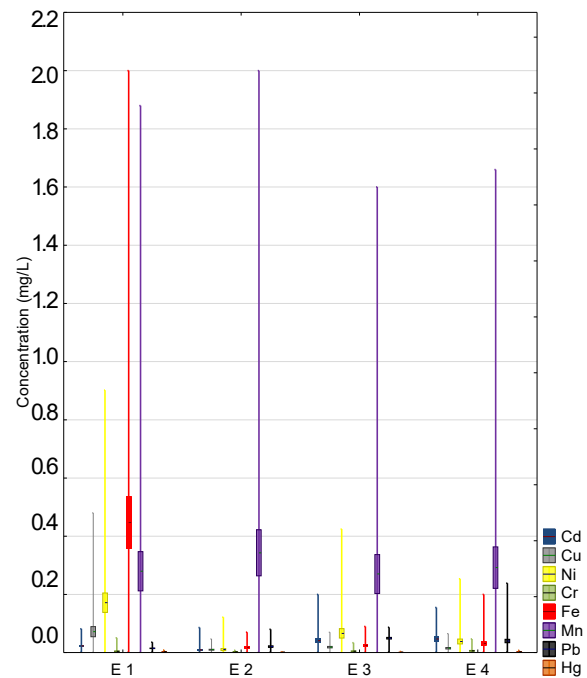


Figure 7. Box plot of six-month analysis averages of heavy metals at sites (E1, E2, E3, E4), (mean \pm SE) (n=3)

3.3. PEARSON Correlation Matrix

Table 3 shows the correlation coefficients between the metals analyzed in the effluents of the different sampling points and their relation to the different physico-chemical parameters. The PEARSON matrix correlation showed high correlations between Cu and pH, as well as between Ni and temperature, pH, BOD₅, COD and Cd, showing a resemblance in their geo-chemical origin. In addition, some positive significant correlations between several pairs of metals have been found: Strong correlations were found in Fe with Cu and Cr concentrations ($r = 0.77$ and 0.29 respectively) at the significance level 0.01. Furthermore, moderate correlations were observed in Mn with Cd and Ni ($r = 0.55$ and 0.59 respectively), Pb with Cr ($r = 0.39$). Hg with Ni ($r = 0.36$), Ni with Cd ($r = 0.36$) at the significance level 0.05. This indication shows a high concentration of a metal at a local site, which is probably due to contamination. However, it does not necessarily mean that metal values are high elsewhere. It also reflects different sources of bio-geochemical behavior [28].

Table 3. Correlation matrix between metals and physicochemical parameters analyzed, the bold entries highlight the statistically significant correlations, ** ($p < 0.01$), * ($p < 0.05$)

	T	pH	SS	BOD ₅	COD	Cd	Cu	Ni	Cr	Fe	Mn	Pb	Hg
T	1.00												
pH	0.59**	1.00											
SS	-0.29*	-0.17	1.00										
BOD ₅	-0.55*	-0.40*	1.00										
COD	0.88**	1.00											
Cd	-0.21	-0.13	1.00										
Cu	0.40*	0.32*	0.32*	1.00									
Ni	0.32*	0.32*	0.32*	0.27*	1.00								
Cr	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29**	1.00							
Fe	0.06	0.43*	0.04	0.04	0.23*	0.11	0.77**	1.00					
Mn	0.23	-0.03	-0.15	0.06	0.05	0.55*	-0.08	0.59*	1.00				
Pb	-0.10	-0.22	-0.08	-0.05	-0.15	0.13	-0.06	-0.02	0.39*	1.00			
Hg	0.33*	0.27*	-0.35*	-0.08	-0.23*	0.12	-0.07	0.36*	-0.09	-0.08	1.00		

3.4. Principal Component Analysis (PCA)

To further investigate the results obtained in our study, a correlation principal component analysis (PCA) was performed by applying as variables: average concentrations of *T*, *pH*, *SS*, *BOD₅*, *COD*, *Cd*, *Cu*, *Cr*, *Ni*, *Fe*, *Mn*, *Pb* and *Hg* of the sampled industrial wastewater, in order to detect any different level of contamination between the sites in the study area. Three principal components with eigenvalues >1 was extracted, representing 67.3% of the total variance. The first principal component (PC1) accounted for 31.8% and was mainly associated (factor loadings >0.7) with *pH*, while the second principal component (PC2) was clearly associated with *BOD₅* and *COD* accounting for 23.4% of the data variability (Figure 8).

4. CONCLUSION

This study presented an ecological approach to the quality of wastewater effluent, in which the public authorities set an example by taking the necessary steps to protect the environment properly during the design, installation and operation of the various industrial complexes.

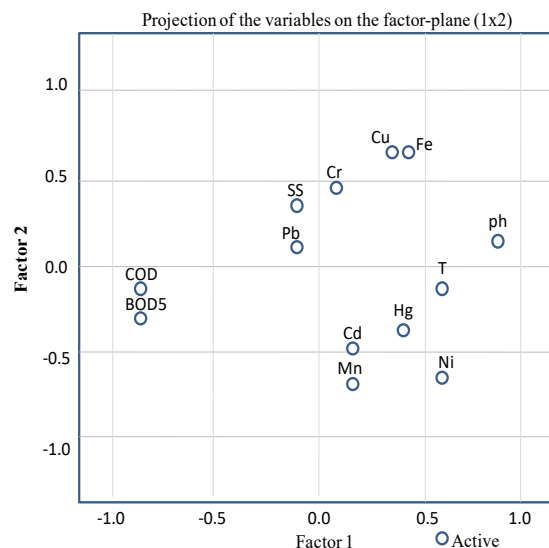


Figure 8. PCA representing the inter-site correlation according to the studied parameters

The monitoring of the results of six months of sampling revealed a slight metal contamination that exceeds the thresholds recommended by national and European legislation. In addition, the results of the physicochemical analyses recorded a high level of pollution by suspended solids. The two parameters of temperature and *pH* recorded high values that exceed the national standard.

The main cause of these high concentrations is the lack of prior treatment of wastewater and the absence or malfunctioning of treatment plants. Thus, it should help to raise awareness and take urgent and effective decisions to save coastal waters through the strict application of Executive Decree No. 07-300 of 27 September 2007 setting the terms of application of the additional tax on industrial wastewater and the possibility of increasing this tax to encourage industrial units to install an autonomous pre-treatment system.

Consequently, the preservation of aquatic ecosystems becomes imperative in the face of their degradation and requires the establishment of wastewater stations and the creation of regulated discharges for the cities of western Algeria. To this end, it is recommended that treatment plants be installed, regularly monitored and properly maintained to protect the Algerian coastline in general and the various industrial complexes in particular. The renovation of the damaged equipment of the complexes' industrial waste treatment plants is necessary and useful to reconcile industrial development with the protection of the marine environment, which is a common heritage to be preserved within the framework of sustainable development.

REFERENCES

[1] I. McCarthy, M.C. Romero Puertas, J.M. Palma, L.M. Sandalio, F.J. Corpas, M. Gomez, L.A. Del Rio, "Cadmium Induces Senescence Symptoms in Leaf Peroxisomes of Pea Plants", *Plant, Cell and Environment*, Vol. 24, No. 10, p. 1065-1073, 2001.

- [2] UN Water, "UN World Water Development Report: Wastewater: An Untapped Resource", UNESCO Publishing, 2017.
- [3] T.T. More, S. Yan, R.D. Tyagi, R.Y. Surampalli, "Applications of Membrane Processes for Concentrated Industrial Wastewater Treatment", Membrane Technology and Environmental Applications, pp. 217-238, 2012.
- [4] S. Grazilhon, "Decision Support Methodology for Industrial Effluent Quality-A Territorial Approach based on the Needs of the Ecosystem Services Produced by the Receiving Environment", Thesis, National School of Mines of Saint-Etienne, Saint-Etienne, France, 2015.
- [5] M. Kacemi, "Protection and Development of the Coastal Areas in Algeria: Legislation and Instruments; The Case of Oran's Coastal Areas", Caribbean Studies, No. 20, 2013.
- [6] A. Tayeb, M. Chellali, A. Hamou, S. Debbah, "Impact of Urban and Industrial Effluents on the Coastal Marine Environment in Oran, Algeria", Marine Pollution Bulletin, Vol. 98, No. 1-2, pp. 281-288, 2015.
- [7] M. Bettati, "International Environmental Law", Odile Jacob, p. 21, France, 2012.
- [8] C. Bolognesi, S. Cirillo, "Genotoxicity Biomarkers in Aquatic Bioindicators", Current Zoology, Vol. 60, No. 2, pp. 273-284, 2014.
- [9] A. Sacchi, M. Catherine, C. Bolognesi, A. Scitutto, P. Roggeri, M. Fusi, G.M. Beone, E. Capri, "Biomonitoring Study of an Estuarine Coastal Ecosystem, the Sacca Di Goro Lagoon, Using Rudi tapes Philippi arum (Mollusca: Bivalvia)", Environmental Pollution, No. 177, pp. 82-89, 2013.
- [10] H. Zeliger, "Human Toxicology of Chemical Mixtures", William Andrew, 2011.
- [11] A.L. Rahman, M. Islam, M.Z. Hossain, M.A. Ahsan, "Study of the Seasonal Variations in Turag River Water Quality Parameters", African Journal of pure and Applied Chemistry, Vol. 6, No. 10, pp. 144-148, 2012.
- [12] D. Prabakar, V.T. Manimudi, T. Mathimani, G. Kumar, E.R. Rene, A. Pugazhendhi, "Pretreatment Technologies for Industrial Effluents: Critical Review on Bioenergy Production and Environmental Concerns", Journal of Environmental Management, Vol. 218, pp. 165-180, 2018.
- [13] J. Monod, "Technical Memento of Water", Rueil-Malmaison, Degremont, France, 1989.
- [14] A. Adam, N. Saffaj, R. Mamouni, M. Ait Baih, "Characterization of Industrial Wastewater Physico-Chemical Properties", International Journal on Technical and Physical Problems of Engineering (IJTPE), Issue 50, Vol. 14, No. 1, pp. 219-227, March 2022.
- [15] O. Rouane Hacene, Z. Boutiba, B. Belhaouari, M.E. Guibbolini Sabatier, P. Francour, C.R. de Faverney, "Seasonal Assessment of Biological Indices, Bioaccumulation and Bioavailability of Heavy Metals in Mussels *Mytilus Galloprovincialis* from Algerian West Coast, Applied to Environmental Monitoring", Oceanologia, Vol. 57, No 4, pp. 362-374, 2015.
- [16] Y. Liang, M.H. Wong, R.B.E. Shutes, D.M. Revitt, "Ecological Risk Assessment of Polychlorinated Biphenyl Contamination in the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong", Water Research, Vol. 33, No. 6, pp. 1337-1346, 1999.
- [17] J. Rodier, B. Legube, "Water Analysis", Dunod (Eds.), Edition 9, Paris, France, 2009.
- [18] F. Eymery, J.M. Choubert, B. Lepot, J. Gasperi, J. Lachenal, M. Coquery, "Sampling and Conditioning Practices for the Detection of Priority and Emerging Micropollutants in Collective and Industrial Sanitation", Technical Guide, Aquaref, Vol. 85, 2012.
- [19] JORADP, "Algerian Executive Decree No. 06-141 Defining the Limit Values for Industrial Liquid Effluent Discharge", 2006.
- [20] S.T. Sankpal, P.V. Naikwade, "Physicochemical Analysis of Effluent Discharge of Fish Processing Industries in Ratnagiri India", Bioscience Discovery, Vol. 3, No. 1, pp. 107-111, 2012.
- [21] F. Lakhili, B. Mohammed, B. Nouzha, L. Hamid, L. Abrerrahim, "Study of the Physicochemical Quality and Metallic Contamination of Surface Waters in the Beht Watershed (Morocco)", European Scientific Journal, Vol. 11, No. 11, 2015.
- [22] R.M. Ben Ali, "Evaluation of Water Pollution from the Industrial Zone of Skikda", Thesis, University of Constantine 1, Constantine, Algeria, 2014.
- [23] E.Y. Salayev, Y.A. Rahimov, N. Rahimov, R.B. Rustamov, "Assessment of Oil and Gas Industrial Influence into the Environment by Application of Space Technology Advances", International Journal on Technical and Physical Problems of Engineering (IJTPE), Issue 31, Vol. 9, No. 2, pp. 24-29, June 2017.
- [24] C. Bliefert, R. Perraud, "Environmental Chemistry: Air, Water, Soil, Waste", De Boeck University, p. 436, Paris, France.
- [25] E.O. Igbinsosa, A.I. Okoh, "Impact of Discharge Wastewater Effluents on the Physico-Chemical Qualities of a Receiving Watershed in a Typical Rural Community", International Journal of Environmental Science and Technology, Vol. 6, No. 2, pp. 175-182, 2009.
- [26] WHO, "Guidelines for Drinking-Water Quality", Vol. 1. World Health Organization, 2004.
- [27] R.J. Lewis, "Hawley's Condensed Chemical Dictionary", Wiley, Edition 15, 2007.
- [28] M.A. Fahmy, F.T. Tayel, M.A. Shriadah, "Spatial and Seasonal Variations of Dissolved Trace Metals in two Contaminated Basins of the Coastal Mediterranean Sea, Alexandria, Egypt", Bulletin of Faculty of Science Alexandria University, Vol. 37, No. 2, pp. 18-29, 1997.

BIOGRAPHIES



Hachemi Tires was born in Oran, Algeria on August 23, 1990. He received the B.Sc. degree in industrial preventive safety from University of Oran, Oran, Algeria in 2011, and the M.Sc. degree in industrial safety and environment from the same university in 2013. He is with institute of Maintenance and Industrial Safety, Algeria as

a Ph.D. student and Scientific Researcher since 2013. He is a member of the laboratory engineering in industrial safety and sustainable development. His proposed topic concerns "The contribution to the study of the pollution and the safety of the industrial pole of Arzew, Algeria".



Chafika Hebbar was born in Oran, Algeria, on January 1, 1968. She received the engineering degree in Biology (Microbiology) from Department of Biology, Faculty of Nature and Life Sciences, University of Oran, Oran, Algeria in 1990. She is recruited as an Engineer-Teacher at Faculty of Medicine, University of Oran until 2005. She is a Holder of a License in Law and Legal Sciences at University of Oran in 1998. She is a Major of promotion in 2003 and Holder

of a master's degree in Environmental Sciences and Climatology in 2005. She joined University of Oran 2, Mohamed Ben Ahmed, Algeria, in 2006. She is graduated with a doctorate in Environmental Sciences in 2013 and Habilitation to Direct University Research (HDRU) in 2015 at University of Oran 1, Ahmed Ben Bella, Algeria. She is a teacher-researcher at University of Oran 2, Mohamed Ben Ahmed since 2006. She promoted to the rank of Professor in Biological Sciences in 2020. She is a member and President of the Scientific Council of the Institute of Maintenance and Industrial Safety since 2014. She is a member and research team leader of various training projects and socio-economic impact. She is the author of several publications in the field of environmental sciences, fisheries sciences, chemistry, microbiology, food, legal and road safety.