

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



*Université Badji Mokhtar - Annaba – Algérie
Faculté des sciences
Département des Sciences de la Mer*

*Laboratoire d'Ecobiologie
Milieux Marins et Littoraux*

Année 2015

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat.

Thème:

**Dynamique de Diffusion des Polluants Métalliques et
Organiques dans les Eaux Littorales de Skikda:
Impact sur la Faune des Invertébrés.**

Option: Sciences de la Mer

Par: MAATALLAH Razika

A. B. DJEBAR Directeur Pr. Université Badji Mokhtar – Annaba Algérie.

Devant le jury:

B. DRAREDJA	Président	Pr. Université Badji Mokhtar - Annaba - Algérie.
R. AMARA	1 ^{er} Examineur	Pr. Université du Littoral - Côte d'Opale - Dunkerque - France.
R. DJAZI ZAGHDOUDI	2 ^{ème} Examineur	Pr. Université du 20 Août - Skikda - Algérie.
M. BOULEHDID	3 ^{ème} Examineur	Pr. ESSMAL - Alger Algérie.

أعوذ بالله من الشيطان الرجيم

بسم الله الرحمن الرحيم

« نرفع درجات من نشاء □ فوق كل □ ي علم عليم »

صدق الله العظيم

[76] يوسف

يقول رسول الله ﷺ:

" من سلك طريقا يلتمس فيه علما سهل الله له طريقا إلى الجنة "

□ اه مسلم

'N'abandonnez jamais, jamais, jamais. N'abandonnez rien, ni de grand, ni de petit, rien d'important, rien d'insignifiant.'

'Never, never, never give up.'

Churchill Winston

Dédicaces

Mes pensées sont pour mon père et mon frère Ardjem

A ma mère

Longue vie et merci pour ton soutien, ta compréhension et tes encouragements spécialement dans les moments difficiles. J'espère que tu es fière de moi.

Mon mari merci pour ton aide précieuse et ton soutien sans ton aide ce travail n'aurait pas abouti.

Mes enfants Nadim et Rania Aline.

Mes sœurs Lamia, Fairouz, Soraya, Djamila et Lola

Mon frère Samir.

Mes beaux frères Ali et Ayache.

Mes chers neveux Bilel Walid, Ymene et Samy Islam.

Ma belle famille.

Résumé.

Nous avons étudié en milieu naturel la qualité des eaux côtières du golfe de Skikda en suivant la bioaccumulation de 5 métaux lourds : le cadmium, le plomb, le cuivre, le zinc et le nickel chez la patelle *Patella rustica*, mollusque gastropode herbivore, bioindicateur de pollution.

Trois types de stations du golfe de Skikda sont retenues : exposées aux rejets industriels et domestiques comme la **plage Saf saf**, sous l'impact des rejets des activités portuaires et décharges telle que la station **la jetée du port** ou encore point de référence comme le **Ravin des lions**.

Sur le littoral rocheux, nous identifions 6 espèces du genre *Patella*: *Patella rustica* Linné, 1758; *Patella caerulea* Linné, 1758, *Patella aspera* Röding, 1798, *Patella ferruginea* Gmelin, 1791, *Patella safiana* Lamarck, 1819 et *Patella vulgata* Linné, 1758 ainsi que 42 taxons communs de la faune et de la macroflore. Nous évaluons l'abondance et l'indice de condition chez *P. rustica*. Sa distribution suit un gradient de densité décroissant d'est vers l'ouest du golfe de Skikda. L'indice de condition calculé dans les 12 stations varie significativement en fonction de la saison avec un maximum en été dans les stations: **plage des chevaux (S1 st.2)**, **plage la carrière (S3 st.5)** et **le Ravin des lions (S3 st.6)** avec des valeurs également très élevées dans les stations **l'îlot (S2 st.1)** et **château vert (S2 st.2)**. Les facteurs de pollution sur ces points n'ont pas affecté l'état de l'abondance et l'indice de condition.

Dans les eaux littorales de surface, nous quantifions, dans 12 stations, pour le cadmium, le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel, le manganèse, le mercure, le chrome et le fer, les hydrocarbures totaux, la température, le pH, la salinité et l'O₂ dissous. Les paramètres hydrologiques sont dans les normes alors qu'une augmentation des concentrations de certains métaux tels que le cadmium et le nickel est importante mais reste au dessous des recommandations Algériennes.

Dans les tissus mous de la patelle *in toto*, nous estimons l'accumulation des teneurs de cadmium, plomb, cuivre, zinc et nickel puis nous explorons l'influence de la température et du pH sur ces métaux. Les concentrations moyennes métalliques obtenues sont par ordre décroissant:

127,15µg de Zn/g > 26,47µg de Ni/g > 16,37µg de Cu/g > 15,88µg de Cd/g > 15,36µg de Pb/g.

Dans les tissus des spécimens issus de la station **Ravin des lions**, à l'exception du nickel et du zinc, les concentrations des métaux restent faibles. Le plomb, le cuivre et le zinc fluctuent en fonction des saisons. Enfin les corrélations entre l'ensemble des métaux traces sont positives et hautement significatives alors qu'elles sont négatives pour le pH de l'eau.

Mot-clés: Bioaccumulation, métaux lourds, *Patella rustica*, indice condition, bioindicateur, pollution, Skikda.

Abstract.

In this survey, we conduct a study in a natural environment *in situ* on the quality of the coastal waters of the Gulf of Skikda, following the bioaccumulation of 5 heavy metals (cadmium, lead, copper, zinc and nickel) in the true limpet *Patella rustica* (mollusk herbivorous gastropod) recognized as a bioindicator of pollution.

In the first instance, a preliminary survey is performed in 12 stations. It allowed the identification of 6 species of limpets *Patella rustica* Linné, 1758; *Patella caerulea* Linné, 1758, *Patella aspera* Röding, 1798; *Patella ferruginea* Gmelin, 1791; *Patella safiana* Lamarck, 1819 and *Patella vulgata* Linné, 1758. In addition, the study exposed 42 common species of macrofauna and macroflora and the threshold of 9 metals (cadmium, lead, copper, zinc, nickel, manganese, mercury, chromium and iron), total hydrocarbons and 4 physicochemical parameters (temperature, pH, salinity and dissolved O₂). Hydrological parameters are in the standards whereas an increase in concentrations of cadmium and nickel is recorded but remains below Algerian recommendations.

As a result of this work, 5 heavy metals and 3 working stations are considered. We choose the station **Saf saf beach** exposed to industrial and domestic discharges and the station **Jetty beach** to releases of port activities and sewages through the wadi Beni Malek, whilst **Ravin des lions** station is selected as a reference point.

P. rustica is distributed mainly in the East more than in the West. The condition index calculated at 12 stations revealed important seasonal variations, with the maximum during summer highlighting 3 stations **Jetty beach**, **Carrier beach** and **Ravin des lions**. This index is also very high in **l'îlot beach** and **Château vert beach**.

In a second step, we undertake the assessment of 5 heavy metals (cadmium, lead, copper, zinc and nickel) in the soft tissue. Also we investigate the influence of abiotic parameters (temperature and pH). We find that the tissues of limpets from the polluted sites show metal concentrations significantly higher than the organisms from unpolluted location. The average threshold of heavy metals analyzed *in toto* exhibits the following decreasing sequence:

(127.15µg of Zn/g) > (26.47µg of Ni/g) > (16.37µg of Cu/g) > (15.88µg of Cd/g) > (15.36µg of Pb/g)

The station beach **S3 st.6 Ravin des Lions** reveals utterly lower concentrations of all the examined metals in gastropod tissues. But the hypothesis that this site would be clean must therefore be reconsidered because of the high concentrations of Ni and Zn. Only lead, copper and zinc are concerned by seasonal changes in metal concentrations in the tissues of *P. rustica* collected from three sites. The ETM displays a negative association with pH and a positive relation between heavy metals.

Keywords: Bioaccumulation, heavy metals, *Patella rustica*, condition index, bioindicator, pollution, Skikda.

الملخص.

أجريت دراسة (في الموقع) لتقييم نوعية المياه الساحلية لخليج سكيكدة وتمت تحاليل تراكم 5 معادن ثقيلة (الكاديوم، الرصاص، النحاس، الزنك و النيكل) في بطليونس (صدفة الرخويات العاشبة)، وهذا النوع اعترف به في برنامج الرصد البيولوجي.

كخطوة أولى، تم إجراء دراسة أولية وقد سمح ذلك بتحديد 6 أنواع من بطليونس في الساحل الصخري لسكيكدة، *Patella rustica* Linné, 1758; *Patella caerulea* Linné, 1758; *Patella aspera* Röding, 1798; *Patella ferruginea* Gmelin, 1791; *Patella safiana* Lamarck, 1819 et *Patella vulgata* Linné, 1758 و 42 نوع من الحيوانات والطحالب الأكثر شيوعا، والتحديد الكمي لتسعة معادن (الكاديوم، الرصاص، النحاس، الزنك، النيكل، المنغنيز، الزئبق، الكروم والحديد) وجموع الهيدروكربونات في المياه السطحية الساحلية من 2 حطة والنتائج المتحصل عليها أن المعايير الهيدروولوجية هي في المقاييس كما سجلت زيادة في تراكيز بعض المعادن مثل الكاديوم والنيكل لكن تبقى أقل من التوصيات الجزائرية.

و تم اختيار للدراسة الرئيسية، 5 معادن ثقيلة و 3 واقع في خليج سكيكدة، من خلال درجات مختلفة من التلوث الناتج عن النفايات الصناعية والمنزلية. لقد اخترنا محطة الشاطئ وادي الصفصاف وفرعه وادي الزمامنة المعرضة لعمليات تصريف المياه الصناعية والحضرية. أما المحطة الثانية الواقعة في منطقة الميناء القديم تحتوي على مصب وادي بني مالك و هي تحت تأثير أنشطة الميناء والنفايات المنزلية. والمحطة الثالثة محجر الأسود تعتبر حطة غير لوثة بعيدة عن التأثيرات البشرية.

يتوزع نوع *P. rustica* بشكل رئيسي في الجهة الشرقية لخليج سكيكدة أكثر منه في الناحية الغربية، أما بالنسبة للمؤشر الفيزيولوجي هناك إختلافات فصلية كبيرة وإن نمو هذه الرخويات يكون أقصى خلال موسم الصيف في ثلاث محطات: شاطئ وادي الصفصاف S1 st.1 ، في شاطئ المحجر S3 st.5 ومحجر الاسود S3 st.6.

في الخطوة الثانية، ندرس التراكم الحيوي لخمسة معادن ثقيلة (الكاديوم، الرصاص، النحاس، الزنك و النيكل) في جميع أنسجة *P. rustica* و تأثير المؤشرات غير الحيوية (درجة الحرارة ودرجة الحموضة) على تراكم المعادن بالانسجة. النتائج التي تم الحصول عليها تظهر أن نمط توزيع المعادن الثقيلة في نوع البطليونس تحت الدراسة في التسلسل كالاتي بوحدات (ايكروغرام/غم)

الرصاص (15.36) > الكاديوم (15.88) > النحاس (16.37) > النيكل (26.47) > الزنك (127.15)

تظهر النتائج أن المحطة الثالثة سجلت بها مستويات ضعيفة لكل المعادن الثقيلة. لكن الافتراض أن المحطة غير لوثة ينبغي إعادة النظر فيه لأن تركيزات (الزنك و النيكل) ذات مستويات عالية. كما ظهر وجود فروق معنوية في تركيزات ثلاثة عناصر (الرصاص، النحاس و الزنك) بين الفصول ولوحظ كذلك وجود ارتباط سلبي مع درجة الحموضة وارتباط طردي معنوي بين العناصر المعدنية المختلفة في البطليونس *P. rustica*.

مفاتيح الكلمات: المؤشر الفيزيولوجي، الرصد البيولوجي، التراكم الحيوي، التلوث، سكيكدة، المعادن الثقيلة.

Remerciements.

Ce travail est réalisé dans le cadre d'une thèse de Doctorat de l'université Badji Mokhtar d'Annaba, dans le Laboratoire d'Écobiologie et des Milieux Marins et Littoraux (EMMAL).

Je tiens d'abord à témoigner ma reconnaissance au Pr DJEBAR Abdallah Borhane pour avoir encadré ce travail. Son dynamisme, sa patience et ses qualités humaines ont été une source permanente de soutien et d'encouragements durant ces années de thèse.

J'exprime mes remerciements à Monsieur B. DRAREDJA Professeur à l'université Badji Mokhtar d'Annaba qui m'a fait l'honneur d'examiner ce travail et de présider le jury.

Je suis très reconnaissante à Monsieur R. AMARA, Directeur de la Maison de la Recherche en Environnement Naturel à Wimereux et Monsieur M. BOULAHIDJ, Professeur à l'École Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du littoral à Alger pour avoir accepté d'être rapporteurs de cette thèse.

Je suis heureuse de compter Madame R. DJAZI ZAGHDOUDI, Professeur à l'université 20 août 1955 de Skikda parmi les membres de jury en acceptant de rapporter ce travail.

J'adresse mes remerciements à Madame A. HAMZA CHAFFAI Chef de l'unité toxicologique environnementale marine de l'université de Sfax (Tunisie) pour la confiance qu'elle m'a témoignée en m'accueillant dans son laboratoire dans le cadre d'un stage de courte durée ainsi qu'à toute l'équipe pour leur bonne humeur et leur esprit scientifique.

J'exprime mes remerciements au Professeur S. GOFAS de l'université de Malaga-Espagne et au Professeur M. CHEGGOUR de l'unité Écologie, Département de biologie à l'école Normale Supérieure de Marrakech qui m'ont fait l'honneur d'identifier quelques spécimens de patelles et d'espèces de zoobenthos.

J'adresse mes remerciements également au Professeur A. HAMZA de l'INSTM de Sfax en Tunisie pour avoir identifié quelques spécimens d'algues marines.

Je témoigne mon estime et ma reconnaissance au Professeur K. LOUADI chef de laboratoire d'Entomologie de Constantine, pour son honnêteté et son impartialité, il m'a permis de réaliser mon rêve d'accéder à la post- graduation.

Mes remerciements vont au Docteur AJEB du Centre de Recherche & Développement-Sonatrach à Boumerdes pour m'avoir accueilli dans les laboratoires des Directions Gisement et Traitement des hydrocarbures. Je remercie l'équipe de CRD qui a réalisé les analyses et

dosages des métaux et des hydrocarbures totaux.

Il m'est particulièrement agréable d'exprimer ma gratitude et ma reconnaissance au professeur T. ZOUBEIDI et au Professeur M. MADI de l'université Al Ain des Emirats Arabes Unis pour leurs conseils et leur aide dans la réalisation de certains tests statistiques de cette thèse.

J'exprime également ma reconnaissance à Monsieur le Directeur de la station de l'environnement de Skikda pour m'avoir accueilli dans le laboratoire de chimie de la Wilaya de Skikda et qui m'a permis de réaliser le tri et l'identification des patelles ainsi que les mesures biométriques, l'indice de condition et la minéralisation des échantillons de patelles. Merci aux ingénieurs du laboratoire de chimie et aux personnels, particulièrement, M. SAMY, M. KOALAL, pour leur disponibilité et leurs aides.

Je tiens à remercier mon frère SAMIR et mon beau-frère BILEL pour leurs précieuses aides durant les périodes d'échantillonnage des patelles. A mes sœurs FAIROUZ qui s'est chargée de l'impression et MANA pour la documentation et les stages au CRD qui m'ont permis de comprendre les parties analytiques liées à ma thèse.

Merci également à mes collègues du département de biologie de Skikda et particulièrement au Docteur L. MEZEDJERI. A mes amies le Docteur S. SELBAB et le Docteur Y. DELAA.

Enfin je tiens à remercier l'équipe du laboratoire E.M.M.AL, en particulier son Directeur le Professeur M. BENSOUILAH et le Docteur S. HIDOUCI.

Sommaire.

Résumé.

Abstract.

Résumé en arabe.

Dédicaces.

Remerciements.

Sommaire.

Liste des tableaux

Liste des figures.

Liste des acronymes, des symboles et des sigles.

1. Introduction générale.	1
1. 1. Contexte de l'étude.	1
1.1.2. Problématique et objectifs de la thèse.	6
1.1.3. Objectifs de la thèse.	6
1.1.4. Stratégie de la thèse.	7
1.1.5. Les propositions.	7
1.1.6. Organisation du travail.	8
1.2. Présentation du bioindicateur <i>P. rustica</i>.	10
1.2.1. Taxonomie des Patellidae.	10
1.2.2. La coquille.	11
1.2.3. Le pied et le complexe palléal.	14

1.2.4. Appareil digestif et nutrition.	14
1.2.5. Appareil reproducteur et reproduction.	15
1.2.6. Appareil urinaire.	17
1.2.7. Système nerveux.	17
1.2.8. Fonctionnement de l'appareil branchial et l'appareil circulatoire.	18
1.2.9. Ecologie.	18
1.2.9.1 Habitude alimentaire.	18
1.2.9.2. Répartition et habitat.	19
1.2.10. Distribution des espèces de Patellidae du genre <i>Patella</i> .	20
1.2.11. L'emploi des bioindicateurs.	26
1.3. Les polluants chimiques étudiés.	30
1.3.1. Généralités sur les éléments traces métalliques étudiés.	30
1.3.2. Les métaux étudiés.	32
1. Le cadmium (Cd).	32
2. Le plomb (Pb).	32
3. Le mercure (Hg).	34
4. Le nickel (Ni).	36
5. Le cuivre (Cu).	37
6. Le fer (Fe).	37
7. Le manganèse (Mn).	38
8. Le zinc (Zn).	38

9. Le chrome (Cr).	39
1.3.2.1. Origine et devenir des ETM dans l'environnement.	40
1.3.2.2. Apports telluriques naturels.	40
1.3.3. Les données bibliographiques sur les hydrocarbures.	40
1.3.3.1. Origine et devenir.	40
1.3.3.2. Les propriétés physicochimiques.	41
1. Solubilité.	41
2. Pression de vapeur	42
3. Coefficient de partage octanol /eau (Kow).	42
1.3.3.3. Le problème du dégazage / déballastage.	42
1.4.2.4. Le trafic maritime.	43
1.4. Cadre géographique.	44
1.4.1. Caractéristiques générales du littoral algérien.	44
1. Le littoral de Skikda.	45
2. Le parcours côtier.	45
1.4.2. La bathymétrie.	47
1.4.3. La géologie.	49
1.4.4. Les caractéristiques hydrologiques.	50
1.4.5. La sédimentologie.	51
1.4.6. Les courants marins.	51
1.4.6.1. La houle.	51

1.4.6.2. Les marées.	52
1.4.6.3. Les courants.	52
1.4.7. Analyse climatique.	53
1.4.7.1. Diagramme de Gaussen.	53
1.4.7.2. La température.	54
1.4.7.3. Le régime pluviométrique.	56
1.4.7.4. L'humidité relative.	58
1.4.7.5. La vitesse du vent.	59
1.4.8. Les facteurs anthropiques.	60
1.4.8.1. La population.	60
1.4.8.2. Les industries.	61
1.4.8.3. Les activités portuaires.	62
1.4.8.4. La pollution.	63
1.4.8.5. Les sources de pollution.	64
2. Matériels et Méthodes.	67
2.1. Stratégie d'échantillonnage.	67
2.1.1. Présentation des secteurs et stations d'échantillonnage.	68
2.1.1.1. Plage Saf saf (S1 st.1).	72
2.1.1.2. L'îlot des chèvres (S1 st.2)	72
2.1.1.3. Plage des chevaux (S2 st.1).	73
2.1.1.4. Plage Château Vert (S2 st.2)	73

2.1.1.5. Plage Marquette (S2 st.3).	74
2.1.1.6. Plage Militaire (S2 st.4).	74
2.1.1.7. Arrière port de Stora (S3 st.1).	75
2.1.1.8. Plage Mollo (S3 st.2).	76
2.1.1.9. Plage Miramare (S3 st.3).	76
2.1.1.10. Plage près de Miramare (S3 st.4).	77
2.1.2.11. Plage carrière (S3 st.5).	77
2.1.1.12. Station Ravin des lions (S3 st.6)	77
2.1.2. Suivi de la Structure de la communauté benthique du littoral rocheux.	78
2.1.3. Choix de <i>Patella rustica</i> .	79
2.1.4. Choix des polluants étudiés.	79
2.1.5. Préparation des échantillons de patelles pour l'analyse des métaux.	80
2.2. Mesures des paramètres physicochimiques dans les eaux de surface du golfe de Skikda	81
2.3. Détermination des teneurs métalliques	81
• Dans les eaux de surface du golfe de Skikda.	81
• Dans les tissus des patelles	82
2.3.1. Dosage de zinc, cuivre, cadmium, fer, manganèse, nickel par spectrophotométrie d'absorption atomique en flamme (SAAF).	84
2.3.1.1. Principe.	84
2.3.1.2. Performances de la méthode.	86
2.3.2. Dosage de plomb et de chrome par spectromètre d'émission optique avec plasma	87

à couplage inductif : ICP–AES.

2.3.2.1. Principe.	87
2.3.2.2. Les conditions opératoires.	87
2.3.3. Dosage du mercure par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme.	88
2.3.3.1. Principe.	88
2.3.3.2. Les conditions opératoires.	88
2.4. Analyse des hydrocarbures totaux par spectrométrie infrarouge.	89
2.4.1. Principe.	89
2.4.2. Les conditions opératoires.	90
2.5. Suivi des indices biologiques (abondance et indice de condition) chez <i>P. rustica</i> .	90
2.5 1. L'abondance.	91
2. 5. 2. L'indice de condition.	92
2.6. Analyse statistique.	94
2.6.1. Analyse hiérarchique ou classification hiérarchique.	94
2.6.2. Recherche de stations similaires : Analyse en composantes principales (ACP).	94
2.6.3. Comparaison entre stations, pour les 2 caractéristiques écologiques (H' et S): Test d'analyse de la variance multivariée: MANOVA.	95
2.6.4. L'analyse de la variance : ANOVA à 2 facteurs fixes.	96
2.6.5. Les coefficients de corrélation.	96
2.6.6. Les représentations graphiques.	96
2.7. Analyse écologique par les descripteurs.	97

2.7.1. Abondance.	97
2.7.2. La richesse spécifique.	97
2.7.3. L'indice de diversité (H') de <i>Shannon-Weaver</i> (1949).	97
2.7.4. L'Equitabilité (J).	98
3. Résultats & Interprétations	99
3.1. La biocénose du littoral rocheux de la baie de Skikda.	99
• Etage supralittoral.	100
• Etage médiolittoral.	100
3.1.1. Systématique et habitat des macroalgues et de la macrofaune.	104
3.1.2. Caractérisation du peuplement de Patelles.	108
3.1.2.1. L'abondance et la richesse spécifique.	108
1. Variations stationnelles des espèces de patelles.	109
2. Variations saisonnière des espèces de patelles.	111
3.1.3.2. Evolution de la diversité spécifique et de l'Equitabilité.	112
3.1.3.3. Classification ascendante hiérarchique.	113
3.1.3.4. L'analyse de Variance Multivariée: Modèle linéaire généralisé MANOVA.	115
3.2. Résultats des paramètres physicochimiques dans les eaux de surface du golfe de Skikda.	116
3.2.1. Résultats des 4 paramètres physicochimiques (Prélèvement de juillet 2008).	117
3.2.1.1. Le pH.	117
3.2.1.2. La température.	117

3.2.1.3. La salinité.	117
3.2.1.4. L'O ₂ dissous.	118
3.2.2. Résultats de l'analyse de la température et du pH de septembre 2008 à août 2009.	119
3.2.2.1. Le pH.	119
3.2.2.2. La température.	119
3.3. Résultats des teneurs métalliques dans les eaux de surface du golfe de Skikda.	122
3.3.1. Variations spatiales des concentrations métalliques	122
• Cadmium.	126
• Plomb.	126
• Mercure.	126
• Manganèse.	126
• Chrome.	126
• Nickel.	127
• Cuivre.	127
• Zinc.	127
• Fer.	127
3.3.2. L'analyse en mode univarié : ANOVA- modèle linéaire généralisé.	127
3.3.3. Analyse bivariée (Corrélation de Pearson).	127
3.3.4. L'analyse en composantes principales (ACP) : Ordination des stations du golfe de Skikda sur la base des 8 métaux détectés et des 3 paramètres physicochimiques.	128
3.4. Résultats des teneurs des hydrocarbures totaux dans les eaux de surface.	132

3.4.1. Analyse de variance en mode univariée.	133
3.4.2. Analyse statistique bivariée.	133
3.5. Suivi des indices biologiques (abondance et indice de condition) chez <i>P. rustica</i> .	135
3.5.1. L'abondance de <i>P. rustica</i> .	135
3.5.1.1. La variation d'abondance par station et par saison	135
3.5.1.2. L'analyse de variance.	136
3.5.2. L'indice de condition.	137
3.5.2.1. L'évolution stationnelle et saisonnière de l'indice de condition.	137
3.5.2.2. L'analyse de variance.	138
3.5.3. L'influence des paramètres physicochimiques sur l'abondance et l'indice de condition des patelles	139
3.6. Résultats des teneurs métalliques dans les tissus entiers chez <i>P. rustica</i> .	140
3.6.1. Niveau de concentrations et variation spatiotemporelle.	140
• Cadmium.	141
• Plomb.	142
• Cuivre.	144
• Zinc.	145
• Nickel.	146
3.6.2. Relations entre les 5 ETM et paramètres physicochimiques (Température et pH).	147
4. Discussions	149
4.1. La communauté benthique du littoral rocheux.	149

4.1.1. La systématique et répartition.	149
4.1.2. Le peuplement des patelles.	150
4.1.2.1. L'abondance et la richesse spécifique.	152
4.1.2.2. Evolution de la diversité spécifique de Shannon-Weaver et de l'Equitabilité (<i>J</i>).	152
4.1.2.3. Classification ascendante hiérarchique.	153
4.2. Évaluation de la physicochimie dans les eaux superficielles du golfe de Skikda.	154
4.3. Les teneurs des ETM dans les eaux littorales de Skikda.	155
4.4. Les teneurs des HCT dans les eaux littorales de Skikda.	161
4.5. Suivi des indices biologiques (abondance et indice de condition) chez <i>P. rustica</i> .	162
4.6. Résultats des 5 teneurs métalliques dans les tissus entiers chez <i>P. rustica</i> .	164
4.6.1. Evolution spatiotemporelle des ETM chez <i>P. rustica</i> .	164
4.6.2. Relations entre les teneurs métalliques et les 2 facteurs abiotiques.	170
5. Conclusion générale et perspectives.	171
Bibliographie.	176
Annexes.	194

Annexes 1. Publications

1. **Maatallah R., Mezedjeri L., Djebbar A. B. 2013.** Evaluation Quantitative des Hydrocarbures Totaux de la Zone Côtière de Skikda (Nord Est, Algérie). European Journal of Scientific Research. ISSN 1450-216X / 1450-202X. 114 (2), pp.284-294. <http://www.europeanjournalofscientificresearch.com>
2. **Maatallah. R., Djebbar A. B. 2014.** *Patella rustica* Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Patellogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algérie). Journal of Life Sciences, ISSN 1934-7391, USA. 8 (1), pp. 65-77.
3. Razika MAATALLAH, Mohamed CHEGGOUR, Kamel LOUADI & Abdallah Borhane DJEBAR. Les gastéropodes Patellidae et leur utilisation dans

l'évaluation de la pollution du littoral de Skikda (Nord Est de l'Algérie). **REV.**
CAMES -VOL. 01.2014.

4. Article soumis.

Annexes 2. Communications.

Annexes 3. Tableaux.

Annexes 4. Iconographies.

Annexes 5. Réglementations.

Liste des tableaux.

No	Titre	page
1	Accidents de pollution par les hydrocarbures signalés au REMPEC le long des côtes de Skikda. REMPEC (OMI / PNUE, 2004).	2
2	Résumé des principaux programmes de surveillance, les contaminants et les matrices explorées (Roose <i>et al.</i> , 2005).	3
3	La classification traditionnelle des patelles Thièle (1931).	10
4	Classification des Patellidae (Bouchet et Rocroi, 2005).	11
5	Choix de Patella comme bioindicateurs dans le biomonitoring international.	29
6	Classification des métaux traces (Tessier and Turner, 1995 ; Stumm and Morgan, 1996) (: in Gilbin, 2001).	31
7	Eléments essentiels et non essentiels étudiés et exemples de propriétés des éléments connus pour leur essentialité (INERIS, 2004).	31
8	Les principales espèces de mercure dans les eaux naturelles (Cossa et Ficht, 1999).	34
9	Les différentes espèces chimiques du mercure et leurs effets.	35
10	Différentes espèces chimiques du Chrome et leurs effets	39
11	Comportement des hydrocarbures	41
12	Les caractéristiques des 2 communes d'étude (Cadastre, 2004).	47
13	Résumé des 3 principaux oueds de la zone d'étude.	50
14	Les températures (Minima et Maxima) de la période d'étude 2008 et 2009/	55
15	Représentation des températures moyennes annuelles de l'air de 2008 et 2009.	55
16	Le régime pluviométrique de la zone d'étude de 2008 et 2009.	57

17	Evolution de la population agglomérée et totale de la wilaya de Skikda à travers les 3 derniers Recensement général de population par habitants	60
18	Surface des Unités industrielles implantées sur le pôle des hydrocarbures	62
19	Les principales unités industrielles implantées dans la wilaya de Skikda.	62
20	Récapitulatif des rejets d'hydrocarbures et substances chimiques dans les eaux littorales de Skikda.	65
21	Paramètres considérés pour le suivi préliminaire	68
22	Paramètres considérés pour le suivi principal.	68
23	Positionnement GPS des stations de prélèvements, appellation et caractéristiques des 12 stations d'étude.	69
24	Les 3 points chauds de la zone d'étude et les différents rejets caractéristiques.	70
25	Liste des stations d'étude des 2 suivis préliminaire et principal.	71
26	Matrices, récipients, volumes et conservateurs utilisés au cours des 2 études et analyse des contaminants.	83
27	Conditions opératoires des 6 éléments analysés en spectrophotométrie d'absorption atomique.	86
28	Conditions opératoires des 2 éléments analysés en spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé avec induction	87
29	Le calendrier des différentes dates de prélèvement de l'eau de mer et des patelles dans le golfe de Skikda (Suivi principal).	91
30	Les taxons des organismes marins les plus communs du substrat rocheux de la zone d'étude (de septembre 2008 à août 2009).	99
31	Les taxons des macroalgues les plus communs du substrat rocheux de la zone d'étude (de septembre 2008 à août 2009).	100

32	Relevé exhaustif des espèces de macroalgues caractéristiques du substrat rocheux dans les 12 stations : (+) : présence ; (-) : absence.	102
33	Relevé exhaustif des espèces caractéristiques de la macrofaune du substrat rocheux dans les 12 stations : (+) : présence ; (-) : absence.	103
34	Systématique des 19 espèces algales caractéristiques du suivi 2008-2009.	105
35	Systématique des 23 espèces animales caractéristiques du suivi 2008-2009.	107
36	Relevés de la campagne de prospection des patelles de septembre 2008 à août 2009	108
37	Relation entre l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver (H' moy) et les niveaux de pollution (Wilhm et Dorris, 1966 ; Jhingran, 1989, Khan <i>et al.</i> , 2007).119	113
38	Groupes de stations homogènes obtenus par l'analyse hiérarchique sur la matrice (H' et S) durant deux années pour le golfe de Skikda.	115
39	Comparaison entre 3 groupes de stations par les 2 indices écologiques H' et S : Résultats des tests de l'Analyse de Variance Multivariée (MANOVA) : Modèle linéaire généralisé (H'Moy, S Moy versus clusters) s = 2; m = -0,5; n = 2,0.	115
40	Caractéristiques physicochimiques des eaux littorales des 12 stations prospectées de Skikda des suivis préliminaire (juillet, 2008) et principal (moyennes± écart types).	117
41	Relevé global des paramètres physicochimiques dans les eaux littorales de Skikda (entre septembre 2008 et août 2009).	119
42	Résultats de l'analyse de variance univariée des 2 facteurs fixes : température et pH des eaux côtières de plage Saf saf (S1st.1), plage des chevaux (S2 st.1) et ravin des lions (S3st.6).	121
43	Les concentrations métalliques (teneurs exprimées en µg/l) dans les eaux de surface du golfe de Skikda (juillet, 2008).132	125
44	Normes algériennes Décret exécutif n° 06-141 et les normes de qualité de base pour les	125

eaux de surface ordinaires (IBGE : Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement).

- | | | |
|-----------|---|------------|
| 45 | Taux de participation de trois axes factoriels dans l'établissement des plans de projection, Fn représentent les axes factoriels de l'ACP. | 129 |
| 46 | Matrice factorielle après rotation Varimax. Méthode d'extraction : Analyse des composantes principales. Méthode de Rotation : Varimax avec Normalisation de Kaiser, Rotation avec 5 itérations. | 129 |
| 47 | Indicateurs de la variabilité des HCT (exprimés en ppm) dans les eaux littorales de Skikda (juillet 2008). | 132 |
| 48 | Comparaison entre les 12 stations, des valeurs moyennes des teneurs des hydrocarbures totaux pour le mois de juillet 2008 : Résultats de l'analyse de la variance. | 133 |
| 49 | Coefficients de corrélations de Pearson obtenus à l'échelle des 12 stations | 134 |
| 50 | Corrélations non paramétriques obtenus à l'échelle des 12 stations. | 134 |
| 51 | Moyenne des paramètres biométriques (moyenne \pm écart type) de <i>P. rustica</i> mesurés dans les patelles du golfe de Skikda entre septembre 2008 et août 2009. | 135 |
| 52 | Résultats de l'analyse univariée à deux facteurs fixes testant l'abondance entre stations et saisons et l'interaction (station * saisonnalité). | 137 |
| 53 | Résultats de l'analyse de variance à 2 facteurs fixes testant l'indice de condition moyen chez <i>P. rustica</i> entre stations et saisons et l'interaction. | 139 |
| 54 | Coefficients de corrélation de Pearson entre l'abondance, l'indice de condition, la température et le pH. | 139 |
| 55 | Nombre des échantillons pour l'analyse des ETM. | 140 |
| 56 | Coefficients de corrélation (R) entre les teneurs métalliques et les 2 paramètres physicochimiques. R significatif au seuil 0,01%. | 148 |

57	Quantification des métaux lourds dans les eaux côtières de Skikda.	160
58	Bilan des teneurs des hydrocarbures totaux dans les eaux littorales à proximité de nos stations d'étude.	161
59	Comparaison des concentrations métalliques ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) de Patella issues de la présente étude avec des données rapportées dans différents travaux.	169
60	Quelques interactions métalliques démontrant leurs effets sur la toxicité (Wang, 1987) (: in Langston & Bebiano, 1998)	170

Liste des figures.

N°	Titre	page
1	Classement des zones polluées de la côte algérienne (<i>Source AEE, 2006</i>).	1
2	La morphologie des coquilles de <i>P. rustica</i> (<i>Cabral, 2007</i>).	15
3	Diagramme des sections transversales de la coquille de <i>Patella aspera</i> (<i>Ridgway et al., 1998</i>). Une couche m +1 étroite, Présence d'une couche m -2: diamètre de la coquille 30 mm.	15
4	La radula chez <i>P. rustica</i> (<i>Ridgway et al., 1998</i>).	16
5	Le stade trochophore chez <i>Patella</i> (<i>Source : East Coast marine shells</i>).	17
6	Stade véligère (âge : 130 heures) chez <i>Patella</i> (<i>Source : East Coast marine shells</i>).	17
7	Zonation verticale des 3 espèces de patelles (<i>Culha et Bat, 2010</i>). (S: supralittoral; M: médiolittoral; I: infralittoral).21	21
8	Quelques espèces de faune du substrat rocheux collectées dans le golfe de Skikda.	23
9	Le cycle biogéochimique du mercure.	37
10	Localisation Africaine de la région de Skikda (<i>Schlumberger & Sonatrach, 2010</i>) (<i>Source : Contribution from Sonatrach Exploration Division, Research and Development Centre and Petroleum Engineering and Development Division</i>).	44
11	(a) : Représentation des limites administratives de la région de Skikda (nord-est algérien) (<i>Atelier national sur les indicateurs prioritaires SEIS-H2020. Alger, 05 juin 2013</i>). 15 wilayas côtières avec 167communes: 135communes côtières et 32 communes continentales. 1622 km linéaire côtie r et 4000km ² : Superficie terrestre et 28000km supesrficie marine sur un total de 32000km).	46

- (b) Localisation Africaine de Skikda (*Google map, 2012*).
- (c) Les limites du golfe de Skikda entre le Cap Bougaroun à l'ouest et le Cap de Fer à l'est.
- 12** Localisation des 2 communes d'étude : Skikda et Ain Zouit. (*Atelier national sur les indicateurs prioritaires SEIS-H2020. Alger, 05juin 2013*). **48**
- 13** Position des différentes unités géologiques des Maghrébides (*Durand Delgad et al., 1967*) (: *in Mani et al., 2010*). **49**
- 14** Localisation des 3 principaux oueds du littoral de Skikda (*Cadastre, 2004 modifiée par Maatallah, 2011*). **51**
- 15** Diagramme ombrothermique de Bagnols-Gausson ($P = 2T$) pour la région de Skikda des années 2008 et 2009 (*Maatallah, 2011*). **54**
- 16** Carte simplifiée des zones bioclimatiques du littoral nord est Algérien (*M. cote, 1998*). **54**
- 17** Régime saisonnier pluviométrique de la région d'étude durant la période 2008-2009 (*Maatallah, 2011*). **57**
- 18** Localisation de Skikda sur la carte pluviométrique annuelle de l'Algérie carte établie sous l'autorité scientifique du *Pr. Laborde* (basée sur 470 postes période 1922-1960/1969-1989) (Source thèse d'état de *Meddour, 2010*). **58**
- 19** Evolution de la température et l'humidité relative durant la période d'étude (2008-2009) (*Maatallah, 2011*). **59**
- 20** Evolution de la population totale dans les deux communes d'étude. **61**
- 21** Schéma des différents points de rejets des eaux usées urbaines du tronçon d'étude. *Les rejets : 1-Îlot des chèvres (Tunnel de Mouadher) ; 2- Marinelle ; 3-Rejet de SNTV ; 4-Béni Malek-5- Stora.* **63**
- 22** Localisation par photo satellite des 12 points de prélèvement de la période d'étude. (*Digital global 2011, modifiée*). **71**

23	S1 st.1: Plage Saf saf.	72
24	S1 st.2: plage l'ilot: Îlot des chèvres.	72
25	S2 st.1: la jetée du port : plage des chevaux	72
26	S2 st.2 plage chateau vert.	74
27	S2 st.3: Plage marquette.	74
28	S2 st.4: plage Militaire	75
29	S3 st.1 : Arrière port de Stora.	75
30	S3 st.2: Plage Mollo	76
31	S3 st.3 : Miramare.	76
32	S3 st.4 : Près de Miramare.	77
33	S3 st.5 : la Carrière.	77
34	S3 st.6 : Station Ravin des lions.	78
35	Multiparamètres WTW 340i utilisé pour l'évaluation des paramètres hydrochimiques des eaux littorales de Skikda.	81
36	Constituants essentiels d'un spectromètre d'absorption atomique.	85
37	Spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme Zeenit 700 (AAS - Analytical Gena Zeenit 700).	85
38	ICP –AES : ICP ULTIMA-C JOBIN YVON (Source : CRD).	87
39	(a) Schéma de l'appareil d'analyse (b) Mercury vapor monitor VM 3000 (Source CRD).	89
40	Spectrophotomètre FTIR de marque Nicolet, type MAGNA ESP 560.	90
41	Fiches de collectes et de mensuration des espèces de patelles.	92

42	Le tri et l'identification des patelles (Station Ravin des lions : S3 st.6).	93
43	Les paramètres de mesures de <i>P. rustica</i> (Corte-Real et al., 1992; Ridgway et al., 1998; Cabral, 2006).	93
44	Répartition de 6 taxons du genre <i>Patella</i> recensés sur le littoral de Skikda (Suivi de septembre 2008 à août 2009).	109
45	Fréquences centésimales des différentes espèces de patelles dans les 12 stations échantillonnées dans le golfe de Skikda durant la période d'étude.	110
46	Nombre d'individus [par unité d'espace (N/m^2)] des patelles dans les 12 stations le long du transect est-ouest entre septembre 2008 et août 2009.	113
47	Evolution de l'indice de Shannon-Weaver (H' moy) et de l'Equitabilité (J) entre septembre 2008 et août 2009 dans la baie de Skikda	113
48	Dendrogramme du regroupement des 12 stations méthode du lien simple et la distance quadratique Euclidienne, sur les variables (H' , S) du peuplement de patelles du golfe de Skikda.	114
49	Evolution de la richesse spécifique en fonction de la diversité de Shannon-Weaver.	116
50	Évolution saisonnière moyenne de la température, du pH, de la salinité et du % en O_2 dissous au niveau de la baie de Skikda (juillet 2008).	118
51	Variation de la température de l'air en fonction de la température de l'eau.	120
52	Evolution saisonnière des températures de l'eau de mer et de l'air dans la baie de Skikda durant la période d'étude.	121
53	Moyenne (+1 SE) stationnelle de la température et du pH dans les eaux du golfe Skikda durant la période d'étude. (3×4 mesures par saison).	122
54	Moyenne (+1 SE) saisonnière de la température et du pH dans les eaux du golfe Skikda durant la période d'étude. (3×4 mesures par saison).	122

55	La répartition des teneurs des métaux étudiés dans les eaux de surface.	123
56	Répartition des valeurs des 3 composantes pour les polluants métalliques étudiés.	130
57	Ordination des stations dans le plan factoriel formé par les composantes 1 et 3 par la mise en évidence de l'influence des paramètres physicochimiques et les teneurs des ETM.	131
58	La distribution de la variable HCT pour les différentes stations (Suivi juillet, 2008).141	133
59	Tendances saisonnière et stationnelle de <i>P. rustica</i> avec la fréquence (%): Abondance $\log_{10}(x + 1)$ transformée.	136
60	Les fluctuations saisonnières de l'indice moyen de condition (+1 SE) de patelles de 12 stations sur une période d'étude de Septembre 2008 à Août 2009. Les résultats d'une analyse de variance des contrastes entre les stations et les saisons ($p < 0,001$).	138
61	Concentrations moyennes (n=5) de cadmium ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez <i>P. rustica</i> .	142
62	Concentrations moyennes (n=5) du plomb ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez <i>P. rustica</i> .	143
63	Concentrations moyennes (n=5) du cuivre ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez <i>P. rustica</i> .	145
64	Concentrations moyennes (n=5) du zinc ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez <i>P. rustica</i> .	146
65	Concentrations moyennes (n=5) du nickel ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez <i>P. rustica</i> .	147

Liste des acronymes, des symboles et des sigles.

ACP	Analyse en composantes principales.
AC	
AEE	Agence européenne pour l'environnement.
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
AFNOR	Association Française de Normalisation.
AOAC	Association of Analytical Communities.
AMAP	Arctic Monitoring and Assessment Programme.
AMP	Aires Marines Protégées.
ASP	Aire Spécialement Protégée.
ASPIM	Aire Spécialement Protégée d'Importance Méditerranéenne.
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
BSE:	Biological system of the elements.
CAH	Classification ascendante hiérarchique.
CAR/ASP	Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement.
CIRC	International Agency for Research on Cancer (IARC).
CEE	Communauté économique européenne.
CLR	Common language runtime.
CRD	Centre de recherche et développement (Division laboratoire) : Sonatrach.
EMMAL	laboratoire d'Ecobiologie et des Milieux Marins et Littoraux
ETM	Eléments traces métalliques.
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.
GESAMP	Group of Experts on the Scientific Aspect of Marine Pollution.
HCT	Hydrocarbures totaux.

HELCOM	Helsinki Commission, protection of Baltic marine environment
H M	Heavy metals: métaux lourds.
IBGE	Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement.
IMW	Infectious medical waste (IMW)
IEPC	Individual Educational Planning Committee (IEPC).
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques.
ICP-AES	Spectrométrie d'Emission Atomique Plasma a Couplage Inductif
LRSE	Réseau de surveillance environnementale
MATE	Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
METOX	MEtaux TOXiques.
MEDPOL /MEDPAS	Mediterranean Pollution Monitoring and Research Programme.
OCPs	Pesticides organochlorés.
OMI	Organisation maritime internationale.
OSPAR	Oslo /Paris convention (for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic).
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration.
NS&T P	National Status & Trends Program.
OTINs	Organoétains.
PAS	programme d'action stratégique.
PAHs	Hydrocarbures polycycliques aromatiques.
PCBs	Polychlorobiphényles.
POP	Les Polluants Organiques Persistants (POPs).
REMPEC	Regional Marine Pollution Emergency Response Centre for the Mediterranean Sea.
S-W	Shannon- Weaver.
UNEP	Programme des nations unies pour l'environnement.

RNO	Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin.
STOA	Scientific and Technological Options Assessment.
SAA	spectrométrie d'absorption atomique

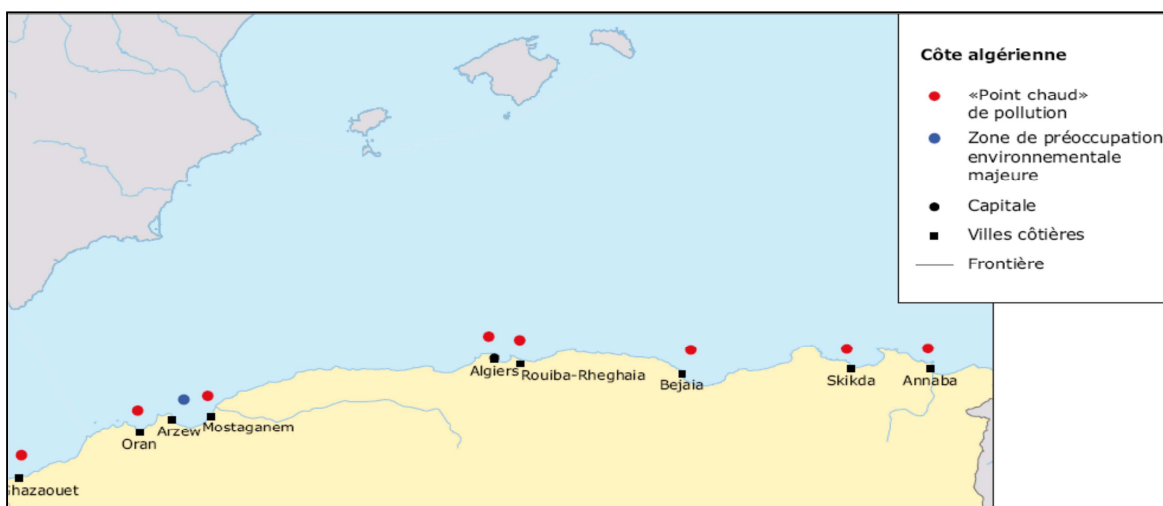
Introduction.

1. Introduction générale.

1.1. Contexte de l'étude.

La bande côtière algérienne, avec une longueur de 1600km, concentre près de 45% de la population et l'essentiel des activités économiques et industrielles du pays (Grimes, 2003). Actuellement une pollution importante est due essentiellement aux rejets urbains et industriels (70% des plages algériennes sont interdites à la baignade). Les principaux problèmes de pollution incluent les eaux usées urbaines et industrielles non traitées, les nappes d'hydrocarbure de pétrole et l'érosion côtière (AEE, 2006).

Parmi les zones préoccupantes, la région de Skikda avec les eaux usées urbaines et industrielles (gaz naturel, production de mercure, terminal et raffinerie de pétrole, industrie chimique) et métaux lourds (AEE, 2006). Peu d'études ont porté sur à l'évaluation des dommages occasionnés à l'écosystème benthique de la région de Skikda du fait de l'industrie pétrochimique, de l'urbanisation intense et les répercussions à travers le degré de «déstructuration» des peuplements macrozoobenthiques, bio-indicateurs par excellence (Gray & Pearson, 1982 ; Grimes et Arkam, 1998) (Fig. 1).



Des quantités croissantes de métaux lourds et de polluants organiques persistants (POP) sont transférées dans le milieu marin par diverses voies ; hydrique et atmosphérique (Ettejani, 2004).

Les embouchures des oueds sont les exutoires qui génèrent le risque majeur de pollution des plages surtout avec ces produits hautement toxiques et dangereux pour l'homme et la vie aquatique. Dans la région de Skikda, les différents milieux récepteurs des effluents sont en général le réseau d'assainissement, les oueds (oued Kebir, oued Saf saf et oued Guebli) et ensuite vers la mer (Cadaastre, 2004). En effet la commune de Skikda rejette les eaux usées vers la mer à travers 5 émissaires sans aucun traitement préalable avec un volume approximatif de 179.946,25m³/j (Cadaastre, 2004). La conjugaison de la pollution industrielle et domestique du littoral de la région est à l'origine de sérieuses perturbations dans les communautés benthiques le long des côtes méditerranéennes (Espinosa et al., 2007). Les rejets des hydrocarbures sont soit opérationnels soit accidentels. La pollution par les hydrocarbures englobe les rejets de boues de dragage et les rejets opérationnels des hydrocarbures à partir de navires. La région de Skikda a connu plusieurs cas de déversements accidentels de pétrole (Tab. 1).

Tableau 1: Accidents de pollution par les hydrocarbures signalés au REMPEC le long des côtes de Skikda. REMPEC (OMI/PNUE, 2004).

Date	Type de navire	Type d'accident	Polluant déversé/ libéré	Quantité (t)
04/06/1986	Pétrolier	Incendie et/ ou explosion au bord du navire.	Aucun	0
15/02/ 1989	Pétrolier	Naufrage du navire (conditions météorologiques défavorables)	Déversement du carburant du navire	1
01/02/2003	Vraquier	Naufrage du navire	Déversement du carburant du navire	250
01/02/2003	Pétrolier	Echouage	Aucun	0
01/02/2003	Pétrolier	Echouage	Inconnue	Inconnue
01/02/2003	Pétrolier	Echouage	Aucun	0

Il est connu que les zones côtières sont sensibles et productives et la faible profondeur des eaux de la plaine littorale ne favorise pas le brassage et le renouvellement nécessaire des eaux pour

la dispersion biogéochimique des eaux marines (*Ettadjani, 2004*). Les polluants sont transférés dans les réseaux trophiques et vont s'accumuler dans les organismes marins (*Ettadjani, 2004*).

Goldberg (1975) propose de suivre à l'échelle internationale, les concentrations des contaminants dans les organismes vivants pour surveiller le milieu. En effet les organismes marins concentrent les contaminants présents dans l'écosystème. C'est le principe des «bio indicateurs quantitatifs ». En France et aux Etats Unis, les moules et les huîtres sont employées dans les réseaux de surveillance «*RNO*¹» et «*Mussel Watch*²» (*Amiard et al., 1998*). D'autres principaux systèmes de surveillance de la pollution dans le monde sont résumés dans le tableau 2.

Tableau 2 : Résumé des principaux programmes de surveillance, les contaminants et les matrices explorées (*Roose et al., 2005*).

Programme	Début du lancement	Paramètres	Echantillons
AMAP	1978	HM, PCBs, PAHs, OCPs	Biote- Sédiment- Eau.
HELCOM	1979	HM, PCBs, PAHs, OCPs, OTINs	Biote- Sédiment
NS&T	1986	HM, PCBs, PAHs, OCPs	Biote
IMW	1965	HM, PCBs, PAHs, OCPs	Biote (mollusques)
OSPAR	1978	HM, PCBs, PAHs, OCPs, OTINs	Biote- Sédiment

Les données environnementales et biologiques combinées optimisent l'outil biomonitoring et permettent son emploi dans divers environnements côtiers. Ces méthodes sont basées sur l'utilisation des bioindicateurs et des biomarqueurs (*Amiard et al., 1998*). Par ailleurs les organismes et les communautés benthiques se révèlent être particulièrement adaptés pour l'évaluation de l'état des écosystèmes dans lesquels ils se développent (*Grall et Coïc, 2005*). Ainsi les mollusques sont considérés comme les bioindicateurs cosmopolites les plus employés dans les réseaux de surveillance, en raison de leur capacités de bioconcentration des xénobiotiques (*Casas, 2005 ; Seddik, 2008*). La moule *Mytilus spp.* est particulièrement utilisée (*Langston et al., 1998; Casas, 2005*). Cependant cette espèce est devenue très rare dans la partie sud et est de la Méditerranée ainsi elle ne remplit pas les critères de sélection d'un

¹Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin a été créé en 1973 et a été réformé en 2008 (France).

²State Mussel Watch Program (SMW) : Programme de surveillance des moules a été lancé en 1977 aux Etats Unis.

organisme animal bioindicateur de pollution représentatif de la région où il se développe (Nakhle, 2003).

Dans le réseau de surveillance tunisien, la palourde *Ruditapes decussatus* (Smaoui-Damak, 2005) et *Cerastodermaglaucum* (Machekri et al., 2008) constituent de bons indicateurs de contamination métallique. En Algérie, la biosurveillance de la pollution métallique et organique est suivie le long du littoral occidental algérien par le laboratoire Réseau de surveillance environnementale (LRSE) et à l'est par le laboratoire d'Ecobiologie et des Milieux Marins et Littoraux (EMMAL). Divers travaux dans le domaine benthique sont réalisés (Grimes et Arkam, 1998 ; Taleb et al., 2007 a et b; Bakalem et al., 2009; Grimes, 2003; 2004 et 2010; Rouane, 2011; Benguedda, 2012). Les niveaux de contamination métallique sont évalués chez les organismes marins, notamment ; la sardine *Sardina pilchardus* (Merbouh, 1997), la moule *Mytilus galloprovincialis* (Boudjellal et al., 1998), la bogue *Boops boops* (Aoudjit, 2001), *Paracentrotus lividus* (Soualili et al., 2007). Sur la côte nord est du golfe d'Annaba, deux espèces de bivalves sont employées Beldi et al., 2006 (*Donax trunculus* Linné, 1758) et Khati Hadj, 2009 (*Perna perna* Linné, 1758).

En Méditerranée, des travaux font référence à l'utilisation des espèces de patelles dans la biosurveillance de la pollution métallique sont réalisées en Turquie (Ramelow et al., 1985; Turkmen et al., 2005; Ozturk et al., 2009; Yüzereroğlu et al., 2010); aussi en Italie (Campanella et al., 2001; Conti et al., 2003), en Portugal (Bebiano et al., 2003; Cravo et al., 2005), en Espagne (Espinosa et al., 2006; 2007 et 2010), en Egypte (Abdel-Moati et Atta, 1991; El-Serafy et al., 2003; Hamed et al., 2006), au Liban (Nakhle, 2003) et enfin en Algérie (Benguedda, 2012). Ces gastropodes sont des herbivores, sédentaires, distribués dans le monde entier et dotés d'une grande capacité d'accumuler des métaux.

Concernant la pollution chimique, peu de travaux ont concerné la baie de Skikda et les effets engendrés par le complexe industriel de la petite zone. Saker (2007) et Maatallah et al. (2013) ont déterminé les teneurs des hydrocarbures totaux dans les eaux littorales de Skikda. Gueddah (2003), Mezedjeri et al. (2008); Tandjir et al. (2007) et Boutefnouchet et al. (2005) ont étudié l'impact de la zone industrielle sur la baie de Skikda. Cependant aucune étude n'est entreprise sur l'effet de cette pollution sur les organismes benthiques.

Au niveau du littoral de Skikda, il existe une grande variété d'espèces de gastropodes endémiques (Maatallah et Djebbar, 2009 ; 2011; 2014 a et b). Seulement la majorité de ces espèces sont rares. Egalement, les moules et les huîtres sont soit en très petites quantités soit

introuvables dans nos stations. La recherche de nouveaux outils de surveillance est indispensable. On a choisi les patelles qui fréquentent souvent les mêmes habitats que les moules. En plus de la prise des polluants par la colonne d'eau (exposés aux mêmes phases dissoute et particulaire de polluants), ces organismes ingèrent aussi n'importe quels polluants adsorbés aux algues marines sur lesquelles ils ont pu brouter (voie trophique) (*Levingston et al., 1988*) (: *inHung et al., 2001*). Le film de microalgue qui couvre les côtes rocheuses englobe majoritairement un matériel organique, des cyanobactéries et offre une source alimentaire pour les microphages brouteurs telles les patelles (*Jenkins et al., 2001*). Durant cette étude, les patelles sont abondantes dans toutes les stations de la zone d'échantillonnage (de la plage Saf saf jusqu'au ravin des lions) (*Maatallah et Djebbar, 2014 a et b*). Ainsi le contrôle des contaminants est réalisé dans cet organisme sentinelle *P. rustica* afin de suivre l'accumulation des métaux en fonction des stations de prélèvement et de déterminer les zones les plus exposées aux polluants et une zone témoin. En effet des enquêtes étendues sur le sort et les effets des polluants dans les environnements côtiers, recommande l'utilisation de différents organismes bioindicateurs (*Pena-Mendez, 2001*). De ce fait la bioaccumulation des éléments chimiques est un important facteur de l'évaluation des dangers environnementaux (*Durou et al., 2007*). Les niveaux de contaminants dans les organismes indiquent le transfert de contaminants à travers les chaînes trophiques. Alors que la répartition des polluants entre les 3 matrices (eau, le biote et les sédiments) peut faciliter l'identification de la source, la distribution et le devenir des contaminants. Les charges de tissus sont les plus directement liées aux impacts environnementaux (*Pena Mendez, 2001*). Donc il est indispensable d'étudier l'impact de ces micropolluants sur l'écosystème marin en cherchant le niveau de contamination métallique et organique dans les tissus (dose interne). Tout cela incite à révéler l'état de pollution et prévoir les risques du dysfonctionnement de l'ensemble de l'écosystème marin.

Dans notre travail principal, il s'agit d'évaluer les eaux côtières de Skikda, entre la plage Saf saf à l'est et le ravin des lions à l'ouest. En suivant les niveaux de contamination métallique, nous proposons une stratégie de monitoring basée sur l'emploi de *P. rustica* en tenant en compte 2 paramètres physicochimiques (température et pH) et de comparer la bioaccumulation métallique de 5 métaux chez cette patelle issues de 3 stations : S1 st.1, S2 st.1 et S3 st.6.

Cette évaluation de la qualité du littoral réunit 2 approches complémentaires (*Perez et al., 2000*):

1. D'abord une mesure directe des contaminants chimique dans la matrice oxygène (eau).

2. Ensuite une évaluation de la quantité bioaccumulée dans le biote (indicateur quantitatif passif).

Le choix d'une maille géographique plus large et d'autres organismes bioindicateurs de niveaux trophiques différents devrait être envisagé pour les futurs travaux afin de diminuer les interactions éventuelles entre zones voisines dues au déplacement de la pollution ainsi que l'extinction des espèces sentinelles sélectionnées.

1.1.1. Problématique et objectifs de la thèse.

La présente étude est réalisée chez l'espèce *Patella rustica* prélevée dans la région de Skikda. Elle consiste à déterminer des teneurs métalliques dans l'organisme entier de la patelle et l'interaction entre ces ETM et les facteurs environnementaux (température et pH).

1.1.2. Objectifs de la thèse.

Dans la phase de pré-étude, deux types de contaminants (ETM et HCT) sont quantifiés dans la matrice osseuse ainsi que des indices écologiques (la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon-Weaver et l'abondance). Ces indices sont déterminés pour l'évaluation du peuplement de patelles et l'appréciation de l'état de l'écosystème côtier de Skikda.

L'objet de ce travail préliminaire est la sélection des stations, d'une espèce de patelle et des polluants les plus abondants.

L'emploi de *P. rustica* dont le réseau trophique est relativement simple et en vue de valider son utilisation dans diverses zones du littoral. Nous retenons 5 métaux pour l'étude principale parce que ces substances sont quantifiées préalablement dans les eaux de surface du golfe de Skikda. Les patelles proviennent de 3 secteurs géographiques différents : 2 stations contaminées (multiple sources de contamination) et une station de référence. Une connaissance des niveaux et des apports des polluants chimiques est indispensable pour une bonne gestion du suivi de la pollution. Dans cette optique s'inscrit notre étude. Cette démarche repose tout d'abord sur :

1. Evaluer la distribution et la biodisponibilité des espèces de patelles, dans 12 stations respectives des localités côtières de Skikda, inventorier les spécimens de *Patella* Linné, 1758, collectés et identifiés afin de proposer ces organismes comme indicateurs quantitatifs dans le monitoring du littoral de la région.

2. Comparer les teneurs en éléments traces métalliques et des hydrocarbures totaux dans le compartiment oxique dans les différentes stations d'étude afin de comprendre et d'évaluer la teneur effective des polluants dans les sites des eaux littorales et le classement des sites étudiés sur l'échelle du peu pollué à très pollué.
3. Définir les niveaux de contamination en polluants métalliques reflétés dans les tissus de l'espèce étudiée.
4. Élaborer un programme capable de maîtriser les techniques de biomonitorage du littoral par les espèces intertidales à l'instar de *Tunis Shell* ainsi que l'élaboration de la carte de la qualité de l'environnement des côtes.

1.1.3. Stratégie de la thèse.

Une première partie de cette étude effectuée en un seul prélèvement a évalué les seuils des métaux et des hydrocarbures totaux dans 12 stations et d'en repérer celles les plus exposées aux polluants. En plus d'un inventaire de la faune des Patellidae durant l'année 2008-2009 qui a permis de sélectionner l'espèce bioindicatrice de notre étude principale. La seconde partie relève du contexte écotoxicologique, elle concerne le suivi de l'accumulation des éléments traces métalliques *in toto* chez *P. rustica*.

1.1.4. Les propositions.

Le travail présenté porte d'une part sur la caractérisation de la pollution chimique de la région de Skikda et dans le but de cibler un site témoin qui sera considéré comme un site de référence, une surveillance préliminaire par des dosages de 9 métaux (Hg, Cr, Cu, Pb, Zn, Cd, Mn, Ni, Fe) et d'un polluant organique persistant (HCT) est effectuée dans les eaux de surface de la baie de Skikda. Cette étude de balayage a évalué la contamination effective des stations et relier celles qui présentent une abondance en espèces de patelles. Le reste de notre étude est consacré à 5 métaux lourds (Cu, Pb, Zn, Cd et Ni) analysés durant 4 saisons afin de suivre leurs teneurs *in toto* chez *P. rustica*. Ce bioindicateur est collecté dans 3 stations du golfe de Skikda : la plage Saf saf, la jetée de l'ancien port et le ravin des lions. La première station concerne la petite zone industrielle à proximité du nouveau port (S1 st.1). Cette zone est fortement aménagée, abrite plusieurs plateformes industrielles (la centrale électrique, GNL, Enamarbre,...) et l'embouchure de l'Oued Saf saf. La seconde station est directement juxtaposée à l'ancien port (S2 st.1) alors que la 3^{ème} est localisée au ravin des lions (S3 st.6).

Les polluants sont choisis en fonction de leur caractère indispensable au métabolisme (Cu, Zn, Ni) et leur toxicité (Cd, Pb).

1.1.5. Organisation du travail.

Ce suivi de pollution métallique est effectué *in situ* chez l'espèce *Patella rustica* prélevée dans le golfe de Skikda et vise à étudier les variations saisonnières et stationnelles des teneurs métalliques *in toto*.

Le premier volet est entièrement consacré à la synthèse bibliographique. Il est scindé en 3 sections.

- La 1^{ère} intitulée **Présentation du bioindicateur *P. rustica* Linné, 1758** concerne la présentation des Patellostropodes et particulièrement l'espèce *P. rustica* utilisée dans la biosurveillance du littoral de Skikda.

- La seconde intitulée **Les polluants chimiques (éléments traces métalliques et hydrocarbures totaux)**, replace ces derniers dans un contexte environnemental.

- Enfin le **cadre géographique du littoral Algérien et du golfe de Skikda** avec ses données géographiques, ses analyses climatique et socioéconomique sont reportées dans la 3^{ème} section.

Le deuxième volet porte sur le **développement des stratégies expérimentales et des méthodologies analytiques** permettant d'une part la détermination des ETM et les hydrocarbures totaux dans l'eau de mer et d'autre part celle des métaux choisis dans la charge corporelle des patelles, ainsi que le choix et l'adaptation des protocoles de routine de dosage des différents polluants étudiés dans les 2 matrices.

L'ensemble des techniques analytiques utilisées dans cette étude est réalisé par différents laboratoires CRD de Boumerdes, Sonatrach Naftal de Skikda et Station de surveillance environnementale de Skikda.

- Détermination des métaux traces à l'aide de SAA et ICP.
- Détermination des hydrocarbures totaux par infrarouge.
- Détermination du mercure par l'analyseur du mercure.

Cette partie porte sur la procédure statistique univariée, bivariée et multivariée des données avec les logiciels Minitab 14.1 (Version Windows) et SPSS 17.0.

Dans **le troisième volet**, nous exposons l'ensemble **des résultats et interprétations** en 3 parties :

▪ La **première** est consacrée à l'étude écologique, l'évaluation physicochimique (température et pH) et des polluants (ETM et HCT) dans les eaux de surface du golfe de Skikda.

▪ Dans **la deuxième** partie, les résultats de l'abondance et de l'indice de condition chez *P. rustica*.

- La **troisième** est consacrée aux suivis saisonnier et stationnel de la charge corporelle de 5 métaux : Cd, Cu, Ni, Pb et Zn chez *P. rustica*.

Enfin dans **un quatrième et dernier volet**, une **discussion** des résultats acquis est comparée à la littérature et permettra de vérifier le choix de cette espèce bioindicatrice de pollution et son importance dans la quantification de la bioaccumulations métallique avant de **conclure** et de présenter des **perspectives** d'avenir qui achèvent ce travail.

Ainsi, l'objet principal de nos investigations est de préciser le degré de pollution de la baie de Skikda par l'analyse de la charge métallique *in toto* de *P. rustica*. L'espèce de patelles échantillonnée est capable de bioconcentrer les métaux lourds. L'estimation des risques liés à la présence de ces divers contaminants est envisagée par la recherche des relations entre le niveau d'imprégnation tissulaire des individus et les variations saisonnières.

Le dispositif juridique en matière de la protection du milieu marin est riche sur le plan national, régional et international (Annexe 5).

1. 2. Présentation du bioindicateur *P. rustica* Linné, 1758.

Cette partie synthétise les connaissances générales sur l'espèce étudiée *P. rustica* Linné 1758; sa biologie, sa taxonomie, sa répartition géographique et son utilisation dans les réseaux de surveillance biologique.

1.2.1. Taxonomie de Patellidae.

La famille des Patellidae est déterminée par 9 chromosomes, la microstructure de la coquille et les caractères de la radula. La principale caractéristique extérieure de l'animal est le cercle secondaire du cordon branchial entourant complètement le pied ; 2 ou 3 paires de dents latérales ; 2 ou 3 paires de dents marginales). Cette famille est scindée en 2 sous-familles (*Powell 1973 ; Christiaens, 1973*).

1. **Patellinae** (3 paires de dents latérales).

2. **Nacellinae** (2 paires de dents latérales).

Le tableau 3 montre la classification traditionnelle conçue par *Thièle (1931)* de *Patella* Linné, 1758 fondée sur la position et la structure des branchies dans la cavité palléale (Prosobranches : **branchies en avant du cœur**).

Ainsi cette famille Patellidae a été divisée en 2 genres : *Patella* (coquille conique, cordon palléal branchial complet) et *Helcion* (coquille en forme de bonnet, cordon palléal branchial interrompu au-dessus de la tête) (*Ridgway et al., 1998*). Ces auteurs ont redéfini la taxonomie des Patellidae (Tab. 4), en la subdivisant en 4 genres : *Helcion*, *Cymbula*, *Scutellastra* et *Patella*.

Tableau 3 : La classification traditionnelle des patelles *Thièle (1931)*.

Embranchement	Mollusques C.Linné 1758 et Cuvier, 1795
Sous embranchement	Conchifères Gegenbaur, 1878
Classe	Gastropodes Cuvier, 1797
Sous classe	Prosobranchia Milne Edwards, 1884
Ordre	Archaeogastropoda Thièle, 1925 (Aspidobranchia)
Sous ordre	Docoglossa Troschel, 1866
Super famille	Patelloidea Rafinesque, 1815
Famille	Patellidae Rafinesque, 1815
Sous famille	Patellina Rafinesque, 1815
Genre	<i>Patella</i> Linné, 1758

Le dernier genre est limité à l'Atlantique nord et la Mer Méditerranée. Neuf espèces sont signalées : *Patella depressa* (Pennant, 1777) ; *Patella ulyssiponensis* (Gmelin, 1791); *Patella rustica* (Linné, 1758); *Patella vulgata* (Linné, 1758); *Patella candei* (d'Orbigny, 1839), *Patella*

lugubris (Gmelin, 1791), *Patella ferruginea* (Gmelin, 1791), *Patella caerulea* Linné, 1758 et *Patella pellucida* (Linné, 1758). *P. vulgata*. et *P. pellucida* ont presque la même distribution, sur la côte Atlantique de l'Europe continentale, de la Norvège au Portugal, mais sont absentes de la mer Méditerranée (Weber *et al.*, 1998). Cependant cette espèce est utilisée en Egypte et au Liban dans la bio-surveillance des contaminations métalliques (respectivement Abdel-Moati *et Atta*, 1991 ; Nakhle, 2003) et également signalée en Algérie : Oran et Annaba (respectivement Hakab, 2010 ; Beldi *et al.*, 2012).

Tableau 4 : Classification des Patellidae (Bouchet *et Rocroi*, 2005).

Phylum	Mollusca C.Linné 1758 et Cuvier, 1795
Classe	Gastropoda Cuvier, 1795
Sous classe	Eogastropoda Ponder et Lindberg, 1996
Ordre	Docoglossa Troschel, 1866; Patellogastropoda Lindberg, 1986
Sous ordre	Patellina Von Ihering, 1876
Super- famille	Patelloidea C.S. Rafinesque, 1815
Famille	Patellidae C.S. Rafinesque, 1815
Sous-famille	Patellinae Rafinesque, 1815
Genre	<i>Patella</i> Linné, 1758

1.2.2. La coquille.

Le corps des Mollusques est constitué de 2 ensembles souvent bien individualisés : le céphalopodium (complexe formé par l'union de la tête et du pied) et le complexe palléo-viscéral (viscéro-pallium). Il prolonge la tête vers l'arrière en surmontant la portion pédieuse. La tête et le pied sont rattachés à la coquille par des faisceaux musculaires. Il n'y a qu'un seul muscle impair (columellaire). Les fibres de ce muscle s'attachent à l'épithélium sous-coquillière. Le manteau est une zone tégumentaire qui élabore la coquille et forme une cavité palléale par un repli abritant les branchies. Elle porte aussi des organes sensoriels tels que les tentacules et les *rhinophores*³. La morphologie de la coquille des patelles peut être influencée par les conditions environnementales comme le degré d'exposition, le dessèchement et l'intensité des ondes qui est le facteur déterminant de la forme de la coque et les dimensions. Ainsi le micro-habitat peut accentuer les conséquences écophénotypiques sur la forme de la coquille (Branch, 1981). La coquille est univalve et de forme conique ou de capuchon. Sa base n'est pas exactement circulaire et son sommet, assez nettement excentré (Fig. 2). Les couches

³Antennes sensorielles détectant le bruit, les odeurs et permettent le goût.

superposées d'éléments cristallins agencés selon différents "types structuraux": structures prismatiques simples ou complexes, feuilletées (nacre), entrecroisées, dans lesquelles les éléments cristallins s'ordonnent pour réaliser des ensembles d'une grande résistance. L'intérieur de la coquille est lisse avec une insertion du muscle très développée. Il permet d'appliquer fermement le rebord de la coquille contre la surface à laquelle est fixé le pied.

- Le périostracum (externe : corné) de nature organique, couche cristalline avec lames à prismes, lamelles entrecroisées. C'est la plus externe des trois couches de la coquille d'un mollusque. Elle est formée de *conchioline*⁴.
- L'ostracum (moyenne : Calcite) calcifiée (aragonite et protéines). Couche intermédiaire à lamelles entrecroisées (prismatique).
- L'hypostracum (interne : *aragonite*⁵, carbonate de calcium) *nacrée*⁶ ou substance porcelaine.

Le phénomène de calcification s'effectue en 3 étapes : une mobilisation des composants des cristaux, une édification sur la matrice organique et un agencement des cristaux en couches. Les caractéristiques morphologiques de la coquille peuvent donc être considérées comme peu fiables pour l'analyse phylogénétique. Les couches sont citées par référence du myostracum (m); en commençant de l'extérieur de la coquille, elles sont désignées: $m + 3$; $m + 2$; $m + 1$; m ; $m - 1$ et $m - 2$. Chez les Patellidae, il y a 4 à 6 couches (*Ridgway et al., 1998*). Chez les patelles, à l'intérieur, le premier rang de lamelles est principalement concentrique (Fig. 3).

A l'intérieur de la couche $m+1$, l'agencement des lamelles présente une structure lamellaire aussi concentrique. Dans les spécimens adultes de *Patella*, certes, la strate $m+1$ est parfois tellement mince que les lamelles ne sont pas pleinement développées ; toutefois l'examen de larges coquilles montre que ces orientations concentriques se développent avec l'augmentation de l'épaisseur des couches.

⁴Conchioline est constituée de différentes protéines dont la composition et la structure ne sont pas totalement connues. Elle contient aussi les pigments organiques, de type caroténoïde (caroténoprotéines) (Paris, 2004).

⁵Aragonite : Protéines présentes dans la nacre produisent du carbonate de calcium sous forme aragonite (Paris, 2004).

⁶Nacrée : La nacre est sécrétée par les coquillages, en couches superposées et d'épaisseurs régulières à l'intérieur des coquilles. Elle est constituée de carbonate de calcium sous forme aragonite (90%) et de conchioline (5%), des traces d'eau et de différents ions (Paris, 2004).

Dans plusieurs taxa, la couche ($m-2$) est présente, alors que la ($m-1$) peut être alors amincie. La couche interne ($m-2$) calcique à structure feuillet croisé ; se retrouve dans 5 espèces de *Cymbula*, chez une espèce de *Helcion*, 4 chez *Scutellastra* et 6 espèces de *Patella*.

L'apex chez beaucoup de patelles est plus décalé vers le centre de la coquille. La caractéristique d'enroulement de la plupart des coquilles de gastéropodes est considérablement réduite dans les vraies patelles (Patellogastropoda) résultant en une coquille conique avec une grande ouverture (Denny, 2000).

La forme de la coquille a évolué en réponse au stress thermique et à la dessiccation dans la zone intertidale, la prédation par les crabes et les oiseaux, l'alimentation et le comportement territorial de la patelle (Branch, 1981). Ainsi Ponder et Lindberg (1997) suggèrent que la forme de la coquille des patelles peut avoir évolué en réponse à une baisse de disponibilité en oxygène : réduction de spires de la coquille en faveur d'une grande branchie.

Pour certains auteurs, l'évolution de la forme de la coquille des patelles (au moins en partie) minimise les forces hydrodynamiques tout en offrant une large ouverture pour l'adhésion au substrat rocheux (Branch, 1981 ; Denny, 2000). Le rapport (hauteur /diamètre) permet de préciser les zones d'estran exploitées. Les coquilles les plus plates sont observées dans les bas niveaux où les contraintes liées à la dessiccation sont faibles (Dupont et al., 2007). En conséquence de ce profil abaissé, le sommet est situé beaucoup plus près de l'extrémité antérieure (Cabral et al., 2003). La forme de la coquille dans les espèces suivantes: *Patella rustica*, *Patella aspera* et *Patella vulgata* est classée de cône symétrique et haut avec une base arrondie à plat et asymétrique, avec une base étroite, en forme de poire de *P. aspera* tandis que *P. vulgata* montre une morphologie intermédiaire. Pour ce qui est de la résistance de la coquille, elle diminue selon cet ordre $P. rustica \gg P. vulgata \gg P. aspera$ (Cabral et al., 2007). L'épaisseur de la coquille augmente linéairement avec l'âge, mais elle est différente chez les 4 espèces précitées. *P. rustica* possède la coquille la plus épaisse. *P. aspera* et *P. vulgata* ont les coquilles les plus fines. D'autre part, d'une manière générale, la coquille de *P. aspera* demande une plus basse force pour être comprimée en hauteur, elle est moins déformable (Cabral et al. 2007).

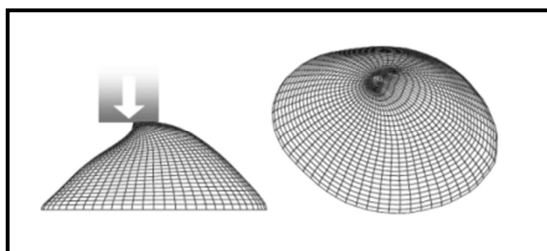


Figure 2: La morphologie des coquilles de *P. rustica* (Cabral, 2007).

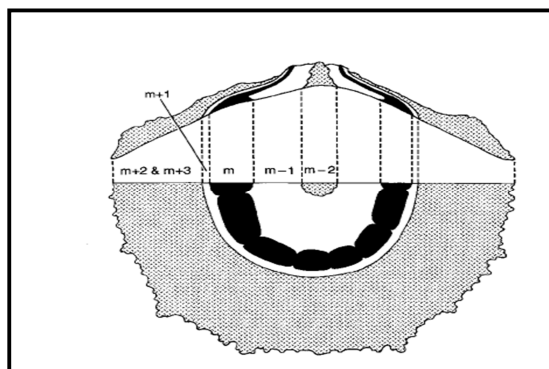


Figure 3 : Diagramme des sections transversales de la coquille de *Patella aspera* (Ridgway et al., 1998). Une couche $m + 1$ étroite, Présence d'une couche $m - 2$: diamètre de la coquille 30 mm.

1.2. 3. Le pied et le complexe palléal.

Le pied est musculeux. Il sert à la reptation et à la fixation de l'animal sur son support. Le contact extrêmement étroit de cet organe avec la roche est étanche grâce à une couche de mucus qui augmente la solidité de l'adhérence. Sa structure et son organisation lui permettent de résister à la dessiccation et aux chocs des vagues grâce à la sole pédieuse (Denny, 2000).

1.2. 4. Appareil digestif et nutrition.

La radula des Patellidae représente généralement 1 ou 2 fois la longueur de la coquille. Elle s'enroule au-dessus de la masse viscérale et de la gonade. La radula docoglossa est caractéristique de 3 familles (Patellidae, Acmaeidae et Lepetidae). Les dents lourdes, de couleur profonde de corne et un peu opaque. L'arrangement est un peu compliqué avec une multiplication des dents centrales identiques. Dans certains cas, il n'y a pas de vraies dents centrales. Les dents latérale et marginale peuvent être perdues, quand elles sont présentes, elles sont peu nombreuses. La dent médiane ou rachidienne de la radula est la centrale. Les dents latérales se situent entre les 2 autres groupes et sont moins

nombreuses (appelées les grandes latérales et les latérales mineures). Les dents marginales près du bord, diffèrent suffisamment de caractère pour les séparer des autres. Elles sont petites, simples et très semblables. Lorsque les cuspides sont présentes, elles sont très fragiles (Ridgway *et al.*, 1998). Chez *P.rustica*, la partie inférieure de ladentlatéraleestcourbée et présente une saillie (Fig. 4).En raison de cettecaractéristique, elle peut être facilementdistinguée desautres espèces depatelle (Öztürk *etErgen*, 1999)(: *inCulha et Bat*, 2010).

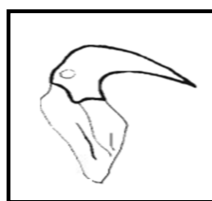


Figure 4: La radula chez *P. rustica* (Ridgway *et al.*, 1998).

Le tube digestif est constitué de 2 orifices (bouche et anus) et comprend 3 parties :

1. Intestin antérieur (origine ectodermique) comprend une cavité buccale et l'œsophage.
2. Intestin moyen (: origine endodermique) formé par un renflement (estomac).
3. Intestin postérieur.

Le foie est une glande digestive importante et volumineuse, sa sécrétion se déverse dans l'estomac.

1.2.5. Appareil reproducteur et reproduction.

Les patelles sont des géniteurs qui ne présentent pas de dimorphisme sexuel externe. Elles sont principalement hermaphrodites séquentielles protandriques, mais normalement l'hypothèse de protandrie est principalement basée sur le dimorphisme sexuel dans la distribution des fréquences de taille et/ou sur la présence de spécimens portant les gonades mâles et femelles dans les classes de taille intermédiaire (Branch, 1981). La gonade, mâle ou femelle, est située généralement au-dessous de la glande digestive et se développe surtout du côté gauche de l'animal. Les gonades des patelles communes sont mûres à la fin de l'été et en automne. La ponte a lieu en automne et en hiver. Les gamètes (spermatozoïdes et ovules) sont libérés directement dans l'eau de mer où se produit la fécondation. La larve primordiale des patelles est de type *trochophore* (Fig. 5). Elle devient ensuite une larve véligère ciliée (Fig. 6).

Les larves, ciliées, vivent dans le plancton environ 2 semaines et se métamorphosent sur le fond en donnant des juvéniles qui ne mesurent que 0,2 mm de longueur. Les juvéniles se rencontrent principalement dans les parties basses de l'estran où les rochers restent toujours humides et dans les flaques. Le mode de vie de la patelle est benthique.

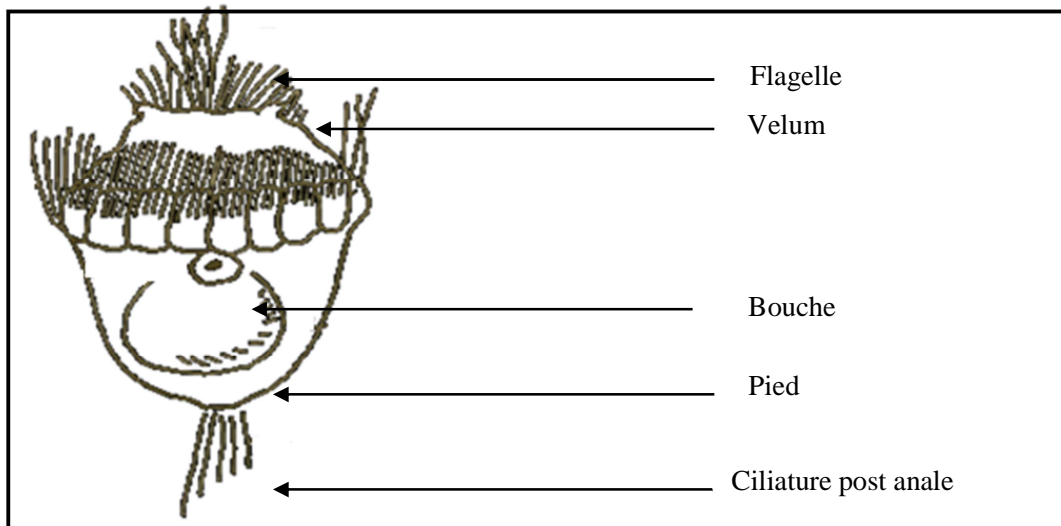


Figure 5 : Le stade trochophore chez *Patella* (Source : *East Coast marine shells*).

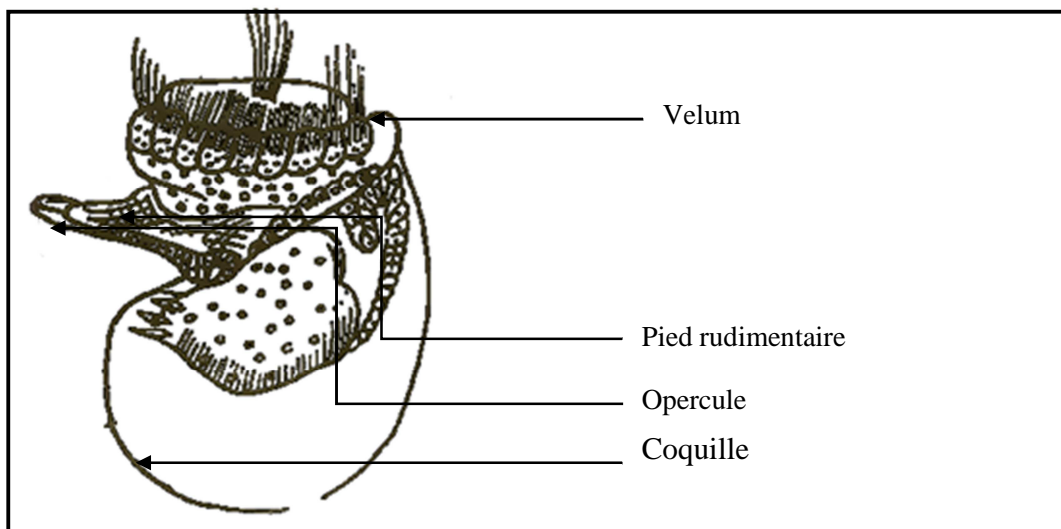


Figure 6 : Stade véligère (âge : 130 heures) chez *Patella* (Source : *East Coast marine shells*)⁷.

1.2.6. Appareil urinaire.

Le rein gauche est de taille réduite, situé à gauche de l'anus, le rein droit, mince et très étendu. Il s'étale sur tout le côté droit, jusqu'à l'arrière de la glande digestive.

⁷East coast marine shells from Maine to Texas inclusive, especially Florida par Maxwell Smith (1937)

1.2.7. Système nerveux.

Le système nerveux est ventral. Des ganglions cérébroïdes supra-œsophagiens plus ou moins confluent par une commissure cérébroïde, reliés par 2 connectifs à 2 ganglions pédieux sous-œsophagiens accolés l'un à l'autre par une courte commissure pédieuse. Ces 2 paires de ganglions, portées par un collier péri-œsophagien, se relient en arrière à 2 ganglions pleuraux d'où émane l'anse viscérale sur laquelle se voient une paire latérale de ganglions et un ganglion viscéral, ou plusieurs chiastoneurie ou streptoneurie (torsion en 8 de l'anse). En plus, un collier part des ganglions cérébroïdes portant 2 ganglions buccaux.

Le système nerveux comporte 3 parties essentielles :

- **Centres sensoriels.**

Ils sont situés au-dessus de l'œsophage. Ils constituent une paire de ganglions innervant la région céphalique. Ce sont les ganglions cérébraux (*ganglions cérébroïdes*).

- **Centres tégumentaires.**

Ils sont reliés chacun au cérébral correspondant, ils constituent une paire infra-œsophagienne antérieure et innervent les téguments : ce sont les **ganglions pédieux** ; par suite de la différenciation de la partie dorsale des téguments en manteau.

- **Centres viscéraux.**

Ils comprennent 2 colliers entourant le tube digestif. Ces deux colliers sont généralement anastomosés entre eux chez les céphalopodes et les gastropodes. Les organes sensoriels sont en relation avec les centres nerveux. Chez les patelles, les yeux céphaliques sont des invaginations tégumentaires pigmentées, ouvertes, sans corps réfringent. Dans la cavité palléale des gastéropodes aquatiques, un petit organe d'aspect pectiné rappelant une branchie (cténidie), existe : une osphradie⁸. En outre, sur les tentacules existent des terminaisons sensorielles.

1.2.8. Fonctionnement de l'appareil branchial et l'appareil circulatoire.

Chez la famille des Patellidae, les organes respiratoires sont devenus un corps monobranchial ctenidial. Le courant respiratoire est créé par un anneau complet de la couche unique de branchies secondaires palléales. Chaque cténidie est composée d'un axe dans lequel existent 2 troncs vasculaires : le premier, afférent, où le courant est centrifuge, communiquant

⁸La fonction se rapporte certainement à l'appréciation des qualités de l'eau.

avec un sinus veineux ; le second, efférent, à courant centripète, dont l'oreillette n'est que la partie terminale. Chaque côté de l'axe porte une rangée de filaments respiratoires, généralement aplatis de forme variable, dont la cavité communique avec les 2 troncs vasculaires. Dans la cavité de ces filaments, le sang vient en contact avec l'oxygène dissous dans l'eau. Le cœur des mollusques est essentiellement myogène, car le potentiel d'action du pacemaker est engagée au sein du cœur, mais l'activité cardiaque peut être modulée par des contrôles extrinsèques neuronal et hormonal (*Bini et al., 2006*). Le cœur constitué d'une oreillette à l'avant et un ventricule à l'arrière. Il est logé dans une poche péricardique située entre le rein gauche et le pilier antérieur gauche du muscle de la coquille, au fond de la cavité palléale.

1.2.9. Ecologie.

1.2.9.1. Habitude alimentaire.

Les Patelles sont des brouteurs, se nourrissant de diatomées ou macroalgues. Par conséquent, elles peuvent affecter significativement la composition des espèces d'algues des substrats rocheux qu'elles colonisent (*Jenkins et Hartnoll, 2001*). Cette importance écologique, combinée avec leur petite taille et l'absence relative de mouvement, les rend des organismes idéaux pour l'expérimentation. Les patelles grattent la surface des rochers à l'aide de leur radula et consomment la pellicule d'algues microscopiques (Diatomées) ou de petite taille qui s'y développent ainsi que les petits organismes animaux (Crustacés, Annélides, Mollusques etc.) logés dans ce gazon. Ils peuvent s'attaquer aux grandes algues (Ascophylles et Fucus) dont elles prélèvent des morceaux et qu'elles sont susceptibles de couper et d'éliminer.

Chaque patelle exploite durant la période d'immersion, un territoire de quelques décimètres de diamètre et revient à son emplacement d'origine. Ce comportement qualifié de "*homing*" ou retour systématique au même emplacement est une adaptation pour éviter la prédation, les vagues et à réduire le stress de dessiccation des patelles exposées à marée basse (*Santina et al., 1993*). Selon cet auteur, l'espérance de vie de la patelle peut atteindre une dizaine d'années. Il y'a une différence marquée entre les habitudes alimentaires de *P. rustica* et *P. aspera*. La première broute les épilithiques et les endolithiques cyanophycées, tandis que *P. aspera* se nourrit sur un grand nombre d'espèces appartenant à toutes les principales classes d'algues y compris épilithiques et épiphytiques. Le régime alimentaire de *P. aspera* ressemble à celui de *P. caerulea* par l'hétérogénéité des algues mais dominé par les cyanophycées comme celui de *P. rustica* (*Santina et al., 1993*). Cette alimentation généraliste de spatelles (*Branch, 1981*) est

due à la séparation zonale des 3 populations et la variation zonale de la ceinture algale correspondante. La différence entre *P. rustica* et *P. caerulea* est plus grande qu'entre *P. aspera* et *P. caerulea* (Santina et al., 1993).

1.2.9.2. Répartition et habitat.

Plusieurs écologistes marins ont évalué l'activité de pâturage des patelles comme une force structurante dans les communautés d'algues intertidales (Santina et al., 1993). Selon Boaventura et al. (2002), les patelles sont responsables de la mise en place de certaines espèces d'algues "limites supérieures de la distribution. En fait, elles concourent à la fixation de limites de certaines espèces d'algues supérieure. Des effets indésirables sont rapportés entre les balanes et les patelles qui peuvent être responsables de la réduction de la survie des balanes post-colonisation, qui sont arrachés des rochers où paissent les patelles. Inversement, les balanes peuvent contribuer positivement à la survie des juvéniles des patelles en conférant un abri et une protection contre la dessiccation. Les 3 patelles : *P. rustica*, *P. aspera* et *P. caerulea* ont une zonation verticale différente sur les rochers méditerranéens (De Pirro et al., 2001). Öztürk et Ergen (1999) (: in Culha et Bat, 2010) ont déterminé que *P. caerulea* est constatée dans les zones médiolittorale et infralittorale supérieure, tandis que *P. rustica* est distribuée sur la zone supralittorale et *P. aspera* est seulement récoltée dans l'étage infralittoral supérieur (Fig. 7). *P. vulgata* et *P. aspera* ont différentes préférences écologiques. Cette dernière est qualifiée de basse mer et moins résistante à la dessiccation (Cabral, 2003).

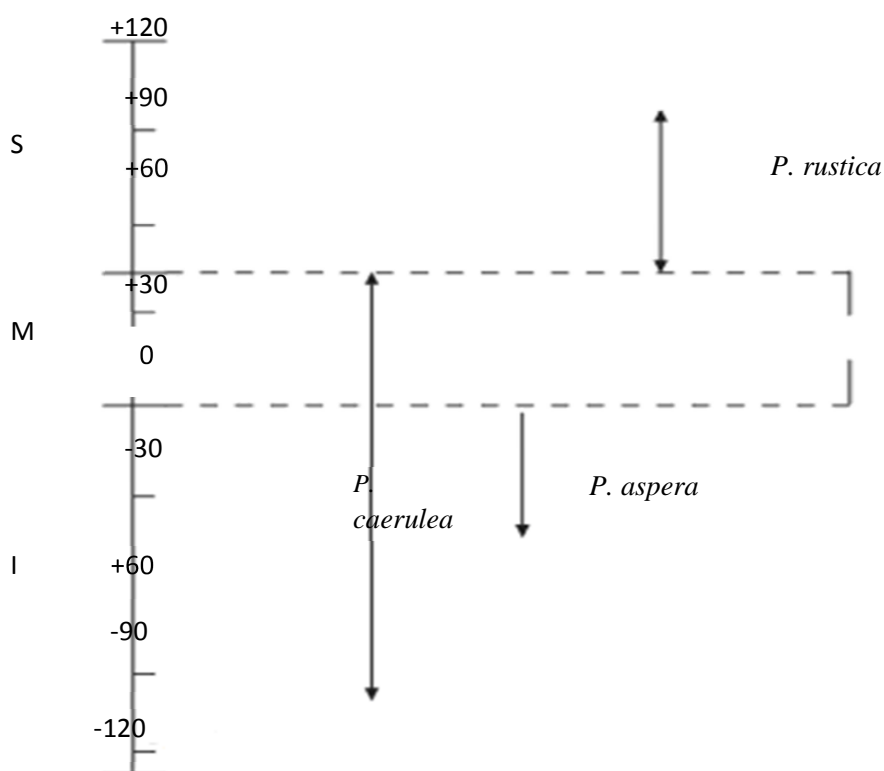


Figure 7 : Zonation verticale des 3 espèces de patelles (Culha et Bat, 2010).

(S: supralittoral; M: médiolittoral; I: infralittoral).

L'espèce *P. ferruginea* est exposée à l'action des vagues tandis que *P. nigra* et *P. vulgata* se localisent au niveau de l'étage médiolittoral (Bouderesque et al., 1996).

1.2.10. Distribution mondiale des espèces étudiées du genre *Patella*.

Les formes intermédiaires dans certaines zones géographiques fait surgir la notion d'espèce-souche. *P. depressa* s'individualise vers le Nord et *P. caerulea* vers le Sud à partir de la côte basque. Ainsi qu'une souche groupant *P. depressa* (*intermedia*) et *P. caerulea* serait à l'origine des 4 espèces (Rampal, 1965). Egalement Evans (1953) signale dans l'île de Wight⁹, des formes intermédiaires formant une sorte d'échelle continue entre les 3 espèces, et il propose de faire de *P. vulgata*, l'espèce originelle d'où seraient issues les 2 autres (Gaffney, 1980).

⁹ Sur la côte sud de l'Angleterre (Royaume-Uni).

Patella caerulea L., *P. aspera* Röding, P.F., 1798 (= *P. ulyssiponensis* Gmelin) et *P. rustica* sont les espèces les plus communes en Méditerranée. Ce genre est subdivisé en *Patella* s.s. (radula pluricuspidée avec 3 dents) englobant *P. aspera* et *P. caerulea*. Le 2^{ème} sous-genre *Patellastrata*, possédant seulement 2 dents, est attribuée à *P. rustica* (Sella et al., 1993). Les 3 espèces sont sympatriques¹⁰ mais se localisent dans différentes zones du substrat rocheux. Quelques espèces de patelles et d'autres organismes benthiques du golfe de Skikda sont illustrées dans la figure 8 et annexe 4.

- *P. aspera* Röding, P.F., 1798.

Elle a la plus grande distribution, étant présente sur les côtes de l'Atlantique de la Norvège (Christiaens, 1973) à la Mauritanie (Titselaar, 1998), ainsi que dans la mer Méditerranée et la mer Noire et dans les îles de Macaronésie (Christiaens, 1973). Dans les Açores, Madère et les îles Canaries, cette espèce est largement exploitée pour la consommation humaine. Aux Açores, ses stocks diminuent rapidement (Hawkins et al., 2000). Selon Christiaens (1973), les formes continentales et macaronésienne de *P. aspera* montrent de grandes différences dans la morphologie de la radula et la coquille. Chez *P. ulyssiponensis*, la coquille est modérément élevée. Le pourtour est ellipsoïde triangulaire. Le sommet est bien inférieur à la moyenne de la coquille. La marge est finement crénelée. La surface extérieure est dotée de nombreuses nervures rapprochées, bien marquées de taille inégale. L'intérieur est toujours homogène porcelaineux blanc (Cabral et al., 2003). Elle a une coquille plus petite que la précédente. En effet, ses dimensions sont les suivantes ; 14 mm de hauteur sur 17 mm de longueur et 12 mm de largeur. Elle est caractérisée par sa surface presque lisse blanchâtre dans l'ensemble mais jaune au sommet et ornée de rayons bruns très apparents ; elle forme un cône peu élevé, à base ovalaire. Le sommet pointu est un peu antérieur. L'intérieur est blanchâtre porcelaine, jaune orangé dans le fond. Elle se rencontre moins fréquemment que *P. aspera* et se situe dans les zones où l'humectation est permanente et seulement dans les stations de mode battu.

¹⁰Espèces phylogénétiquement proches, vivant sur un même territoire, mais ne s'hybridant pas.

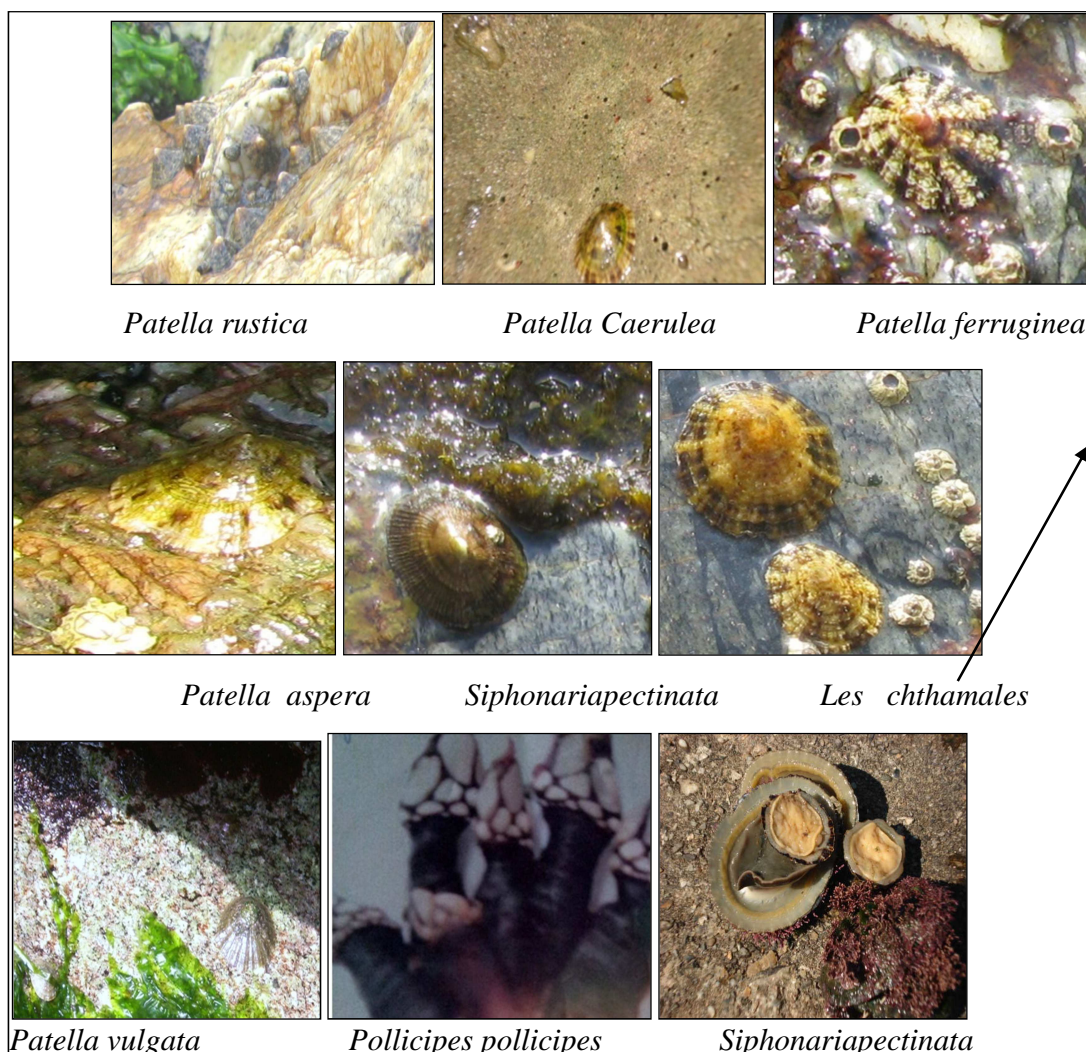


Figure 8 : Quelques espèces de faune du substrat rocheux collectées dans le golfe de Skikda.

1cm ↔

Dans la mutation *spinulosa*, la face externe de la coquille garnie de squamules épineuses porte 18 à 20 rayons bruns groupés par 2 et séparés par des rayons blanchâtres. *P. tarentina* et *P. spinulosa* possèdent toujours une coquille typique. Il n'en est pas de même de *P. aspera*.

L'écologie des populations de *P. aspera* (Lamarck) a été étudiée dans le cadre d'une étude de pollution par les hydrocarbures (Penã Méndez *et al.*, 2001). Contrairement aux rapports précédents, *P. aspera* semble être un hermaphrodite protandre (Thompson, 1979).

- *P. rustica* Linné 1758.

Elle se localise dans la mer Méditerranée et sur les côtes de l'Atlantique (Biarritz), de la péninsule ibérique et le Nord-Africain, incluant les îles micronésiennes à la Mauritanie (Christiaens, 1973 ; Ridgway et al., 1998), présente également dans les îles du Cap-Vert, îles Canaries, Selvagens, Desertas et de Madère, mais est absente des Açores (Corte-Real et al., 1996). Certains auteurs soutiennent que la forme de *P. rustica* signalée dans la Macaronésie est une espèce différente (*P. piperata*) (Christiaens, 1973; Titselaar, 1998). Pour vérifier cette hypothèse, Corte-Real et al. (1996) ont analysé des formes Continentales et Macaronésienne de populations de *P. rustica*, en utilisant des caractères morphologiques et des loci des alloenzymes. En dépit de la différenciation morphologique, les résultats génétiques ne font pas de distinction entre les 2 formes, et les auteurs ont conclu que *P. piperata* pourraient représenter une sous-espèce du *P. rustica*. Toutefois, Koufopanou et al. (1999), en utilisant des séquences des gènes ARNr 12S, ADN_{mt} et ARNr 16S, ont constaté que les 2 formes sont distinctes. Elle est très abondante en Méditerranée, elle est caractéristique des étages supra-et médiolittoral. Elle remonte aux niveaux les plus élevés et subit des périodes d'émersion, elle se situe presque uniquement dans les localités exposées, de mode battu. En Portugal, sa limite sud s'étend de la place entre Nazaré (Portugal) et la Corogne (NWEspagne). Sur les côtes de l'Europe et l'Afrique du Nord, elle est normalement présente dans les étages supérieurs de la zone eulittorale des substrats rocheux exposés. Quoique d'autres espèces de patelles (*P. vulgata* Linné, 1758 et *P. depressa* Pennant, 1777) se localisent aussi dans cette zone. Elle est facilement identifiable par les punctuations noires caractéristiques de sa coquille. Cette figure peut même être observée chez les petits animaux (5 mm), donc la détermination des formes juvéniles ne pose aucun problème. En outre, cette espèce a une grande préférence pour les parois verticales ou très raides surfaces. Au moins sur la côte portugaise, elle est rarement signalée en dehors de cet habitat.

La détermination est facile.

-Robuste, elle a une forme conique assez haute, à base arrondie denticulée.

-Mesure en moyenne 16 mm de hauteur, 38 mm de longueur et 32 mm de largeur.

- Son sommet est un peu antérieur.

-La surface externe grise est garnie de stries d'accroissement concentriques et de nombreux cordons rayonnants granuleux assez réguliers et ornés de punctuations noirâtres.

- L'intérieur de l'ouverture, foncé dans l'ensemble, a des bandes rayonnantes alternativement sombres (brun ferrugineux) et claires (grisâtres); ces dernières sont groupées par 2.

L'espèce présente des variations peu importantes sous le rapport de l'épaisseur du test et de la forme qui est plus ou moins élevée et arrondie ou ovale. La coloration est très vive et les rayons sont très apparents jusqu'au fond de l'ouverture chez les exemplaires jeunes ou à test mince ; chez les individus à coquille épaisse, les rayons peuvent disparaître et il ne subsiste que des taches quadrangulaires autour du péristome.

- *Patella caerulea* Linné, 1758.

Elle est la plus commune. Elle est présente tout au long de la mer Méditerranée (*Christiaens, 1973*). C'est une espèce méditerranéenne endémique largement distribuée autour des côtes rocheuses. Selon *Fischer- Piette et Gaillard (1959) (: in Rampal, 1965)*, elle ne dépasse pas la ligne Tarifa-Tanger. Elle est caractéristique de l'étage médiolittoral. Elle se situe dans les stations de modes divers et même de modes très calmes. Elle a une coquille robuste assez aplatie, de forme conique, à sommet un peu antérieur et à base arrondie denticulée. Elle mesure en moyenne 12 mm de hauteur sur 45 mm de longueur et 37 mm de largeur. La face externe, gris-roux plus ou moins foncé, porte de nombreux sillons rayonnants inégaux légèrement ondulés et de fines stries d'accroissement, l'intérieur de l'ouverture est gris luisant à reflets blancs ou bleuâtres rayonnés de gris plus foncé, parfois intensément bleu sombre. Le fond de l'ouverture est ordinairement garni d'une callosité opaline. Lorsque les sillons rayonnants forment des côtes obtuses qui rendent le pourtour anguleux, c'est *Patella caerulea* var. *subplana* Pottiez-Michaud, 1838, sa coquille est pentagonale, mince, plus ou moins aplatie et à sommet antérieur. La face externe, blanc jaunâtre à gris bleuté, doté de 8 à 10 côtes rayonnantes renflées et des sillons également rayonnants. Le péristome est tranchant. L'intérieur de l'ouverture est gris luisant et présente parfois des reflets azures. Lorsque les côtes saillantes s'incurvent légèrement à la verticale près du péristome pentagonal et que la face externe est rugueuse, c'est *P. caerulea* var. *cognata*. Si les côtes déterminent des prolongements anguleux donnant à la coquille un aspect étoilé, on a la forme typique de la mutation de *P. subplana* soit *P. caerulea* var. *stellata*.

- *P. ferruginea* Gmelin, 1791.

P. ferruginea Gmelin, 1791 a eu une distribution antérieure vaste puis a subi une contraction progressive, aujourd'hui très restreints (Guerra-Garcia et al., 2004; Espinosa et al., 2007). C'est l'invertébré marin le plus rare des rivages rocheux de la Méditerranée ouest. Elle est menacée d'extinction. Elle est protégée par des lois européennes (Directive 92/43/CEE) et espagnole (IIOE, 22 Juin 1999) (Espinosa et al., 2007). Deux différentes formes lamarcki et rouxi de *P. ferruginea* sont décrites par Payraudeau (1826). La première forme possède d'épaisses et peu de côtes avec une coquille déformée alors que la seconde est dotée de plusieurs côtes minces et une coquille conique. C'est une espèce endémique de Méditerranée occidentale, elle est également présente dans l'Atlantique, à proximité immédiate du détroit de Gibraltar. C'est la plus grande espèce du genre *Patella* (avec *P. nigra*): elle peut atteindre 11 cm de diamètre. Cette espèce se rencontre dans l'étage inférieur médiolittoral exposé à l'action des vagues juste en dessous des balanes (*Chthamalus*) et légèrement au-dessus de *Lithophyllum lichenoides* dans une fourchette très large horizontale (Peres et Picard, 1964). Elle est habituellement rencontrées solitaire et ne forme pas des populations denses (Espinosa et al., 2007; Tlig-Zouari et al., 2010). Elle se nourrit sur les cyanobactéries et les algues multicellulaires, principalement les algues encroûtantes comme Phéophycée, Corallinaceae et Bangiophyceae lors de déplacements alimentaires, la ponte se situe de Septembre à Octobre (Boudouresque et al., 1986). La vulnérabilité de l'espèce est accentuée par certaines caractéristiques de sa biologie : protandrie et la phorésie des juvéniles. Les capacités de reproduction et de dissémination de l'espèce semblent faibles (Espinosa et al., 2007). *P. ferruginea* a d'importantes populations en Afrique du Nord. Le point crucial est Ceuta (colonie espagnole sur la pointe la plus septentrionale de ce continent) (Tlig-Zouari et al., 2010; Fguiri et al., 2007). En Algérie, elle est maintenant classée parmi les espèces rares, même si elle est encore citée en plusieurs endroits en Algérie (îles Habibas, El Kala), l'île de la fourmi à Gouraya et les différents îlots de l'Oranie (à l'ouest de Cap Falcon jusqu'à Ghazaouet) (PAS BIO ALGERIE, 2002).

- *Patella nigra* Da Costa, 1791.

Cette espèce est présente en Méditerranée, le long des côtes de l'Afrique du Nord (Maroc, Algérie : Beni-Saf et îles Habibad) et peut-être Tunisie ; également signalée dans l'extrême Sud de l'Espagne et le long des côtes atlantiques de l'Afrique du Nord. La coquille peut dépasser 10

cm de diamètre (jusqu'à 12 cm) (*Boudouresque et al., 1996*). Elle occupe le même biotope que *P. ferruginea* (substrats durs de l'étage médiolittoral). L'espèce semble être devenue très rare, tout au moins en Méditerranée, bien que les données précises sont rares (*Boudouresque, 1996*). Sa protection proposée par AC, CLR, IEPC et STOA en partie en raison de sa ressemblance avec *P. ferruginea*. La coquille est modérément élevée. Le contour est ellipsoïde-triangulaire. Le sommet a en dessous du milieu de la coquille. Le bord est finement crénelé. La surface externe est dotée de nombreuses côtes épaisses et de taille inégale. L'intérieur est toujours homogène porcelaine blanc.

- *Patella vulgata*.

La coquille de *P. vulgata* est conique et élevée. Le contour est ellipsoïde. Le sommet est légèrement inférieur à la moyenne de la coquille. Le bord est entier ou légèrement en retrait. La surface extérieure est lisse ou avec des côtes plates et espacées. L'intérieur est, dans la partie inférieure, homogène, jaune au gris, et dans la partie supérieure, toujours gris-argent. Elle fréquente les rochers de la zone médiolittorale et zone infralittorale. C'est une coquille à spires coniques caractérisées par le développement du labre qui porte typiquement une échancrure à la base, dans le voisinage du canal siphonal, et par une forte cal columellaire.

1.2.11. L'emploi des bioindicateurs.

Les bioindicateurs sont des organismes qui renseignent, par leur présence (ou leur absence) et/ou leur abondance, sur la qualité de l'écosystème. Ils répondent de façon précoce et sensible à un dysfonctionnement. Ils sont utilisés pour indiquer la biodisponibilité des polluants ainsi que les effets qu'ils engendrent sur les organismes et les populations (*McCarthy et Shugart, 1990*).

Les bio-indicateurs couramment utilisés sont ceux appartenant au groupe des bivalves, les moules *Mytilus spp.* (*Langston et al., 1998*). Toutefois, plusieurs autres, comme des patelles, ont également été utilisés comme organismes sentinelles. L'élucidation de la comparaison de la pollution des milieux aquatiques par les métaux lourds est possible par analyse de l'eau, du sédiment et des membres autochtones de biote (biomonitoring) (*Phillips et Rainbow, 1993*). En ce qui concerne les sédiments, ce sont des matériaux composites constitués de composants inorganiques, particules minérales et matière organique à des stades variés décomposition. Ils sont considérés comme des indicateurs sensibles entre les variables

physiques et anthropiques (*Salamons, 1995 ; Calmano et al., 1996*) (: in *Kucuksezgin et al., 2006*). L'étude de la bioaccumulation de l'élément à tous les niveaux d'intégration permet d'acquérir une certaine connaissance des mécanismes de contamination et de détoxification. Ce qui amène à prévoir les effets induits par le polluant et ainsi à mieux cibler les recherches sur certains effets potentiels parmi tous ceux qui peuvent être envisagés et qui concernent la totalité des fonctions des êtres vivants (*Amiard et al., 1993*). L'effet du toxique au niveau cellulaire dépendra de la concentration et aussi de la spéciation chimique du polluant. Aussi il est important de connaître les transformations que subissent l'élément, sa localisation intracellulaire et les formes physico-chimiques qu'il revêt dans la cellule (*Martoja et Martoja, 1984*). L'emploi des bioindicateurs pour la surveillance de la contamination par les métaux lourds dans le système marin est bien étudié (*Phillips, 1977 ; Rainbow, 1990*). Les communautés de certaines espèces, comme *Cystoseira spp.* sont très sensibles à la pollution urbaine, tandis que d'autres, tels que *Ulva spp.* sont renforcées (*Seridi et al., 2007*). Cet auteur a étudié ces macrophytes benthiques des substrats durs en mode battu de la région d'Alger (Algérie, Méditerranée). Ces derniers sont considérés comme de bons indicateurs biologiques de la pollution. Les organismes macrobenthiques sont de bons indicateurs écologiques *Buttler et al., (1971) et Phillips et Rainbow (1993)* car ils:

(i) sont relativement sédentaires et incapables d'éviter la détérioration de l'eau / et donc de la qualité du sédiment.

(ii) ont relativement un cycle de vie long.

(iii) incluent diverses espèces avec des degrés différents de tolérance au stress.

(iv) jouent un rôle vital dans le cycle des nutriments et la matière entre le sédiment sous-jacent et la colonne d'eau (*Dauvin et al., 2007*) (:in *Bakalem et al., 2009*). Néanmoins, selon cet auteur, Il est très difficile de détecter l'impact anthropogénique par le suivi de la faune benthique parce que cette faune s'est adaptée à un haut niveau de stress physicochimique et un apport organique naturel et massif. Les animaux aquatiques accumulent de larges quantités de xénobiotiques (organiques et métalliques). Leur accumulation dépend de leur ingestion et de leur excrétion (*Karadede et al., 2004*). Les conditions physiologiques, l'âge, la taille ou le poids sont les facteurs biotiques les plus importants et sont connus pour influencer sur les concentrations de métaux dans la charge corporelle (*Bebianno et al., 2003*). L'accumulation des métaux par les invertébrés marins est sous l'influence de nombreux facteurs intrinsèques (ex. taille, âge and sexe) et extrinsèques (Ex. spéciation des métaux, salinité, température et la

présence d'autres polluants) (Powell et al., 1990). Les outils de monitoring appartiennent à différents groupes fonctionnels incluant les bivalves filtreurs et mangeurs de dépôts et les gastropodes détritivores, carnivores et herbivores. Cependant l'espèce *Mytilus ssp.* constitue le groupe de bivalves le plus employé (Langston et al., 1998; Bebianno et al., 2003). Alors que les gastéropodes sont rarement utilisés dans les études écotoxicologiques (Bebiano et al. (2003). Dans le tableau 5, nous exposons quelques espèces de patelles utilisées dans le biomonitoring international. L'emploi de ces organismes dans la biosurveillance de la qualité environnementale permet d'évaluer les niveaux de contaminants biodisponibles sur les êtres vivants (Campanella, et al., 2001).

Navrot et al. (1974) mentionnent que les patelles sont de meilleures sentinelles avec un régime alimentaire différent des mytilidés (herbivores, sédentaires, largement distribuées) et dotées d'un grand pouvoir d'accumulation des métaux dans leur tissu (Bebianno et al., 2003). Plusieurs espèces sont considérées comme possibles candidates en bioindication.

Des études pilotes sont déjà performées le long de la côte est de la Méditerranée. En Egypte, *Mytilus minimus*, *Donax trunculus* et *Macra corallina*, *Patella caerulea* et *Barbatusbarbatus* sont utilisées pour suivre les métaux divalents (Abdel Moati et Atta, 1991 ; Hamed et al., 2006).

En Syrie, *Patella sp.* et *Monodonta turbinata* ont réalisé de grand succès pour l'évaluation du Cr, Cd et Co (Al-Masri, 2002) et en Turquie, *Perna perna* et *Mytilus galloprovincialis* (Yüzereroğlu et al., 2010). Au Liban, *Brachidontes variabilis* et *Patella sp.* (Nakhle, 2003) a exploré différentes espèces de mollusques et de crustacés afin de surveiller les éléments traces le long de la côte de Beyrouth.

En Algérie, Benguedda (2012) a suivi la pollution métallique marine par l'emploi de *P. ferruginea* (baie de Ghazaouet et Béni saf).

Strictement une seule sentinelle de contamination pour suivre la contamination en métaux traces peut fournir des informations sur la disponibilité des métaux spécifiquement à ce biomoniteur.

Tableau 5 : Choix de *Patella* comme bioindicateurs dans le biomonitoring international.

Espèces	Polluants	Auteurs	Location
<i>P. aspera</i>	n-alkanes	<i>Pena-Mendez et al., 2001</i>	Les îles Canaries (Espagne)
<i>P. crenata</i> <i>P. rustica</i> <i>P. vulgata</i>	Zn, Cu, Cd et Pb	<i>Collado et al., 2006</i>	Les îles Canaries (Espagne)
<i>P. caerulea</i>	Pb et Se	<i>Abdel-Moati & Atta, 1991</i>	Alexandrie Egypte
<i>P. caerulea</i>	Fe, Pb, Zn, Cu, Cd et Co.	<i>El-Serafy et al., 2003</i>	Alexandrie Egypte
<i>P. vulgata</i>	Cd, Pb, Hg	<i>Nakhle, 2003</i>	Liban
<i>P. vulgata</i>	composés polycycliques aromatiques Cu, Zn	<i>Glegg et al., 1999</i> <i>Davies, 1992</i>	Royaume Uni Royaume Uni
<i>P. aspera</i>	Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Ni and Co	<i>Cravo et Bebianno, 2005</i>	Portugal
<i>P. caerulea</i>	Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, and Zn	<i>Nicolaidou et al., 1989</i>	Grèce
<i>P. caerulea</i>	Cd, Cu, Zn, Mn, Ni	<i>Bargagli et al., 1985</i>	Baie deFollonica, Italie
<i>P. flexuosa</i>	Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr, As et Sn.	<i>Hung et al., 2001</i>	Taiwan
<i>P. caerulea</i>	Cd, Zn, Cu	<i>Conti and Cecchetti, 2003</i>	Tyrrhenian coastal waters, Italy
<i>P. caerulea</i>	Cd, Zn, Cu	<i>Cubbada et al., 2001</i>	Favignana Sicile Italie
<i>P. caerulea</i>	Cd, Zn, Cu, Ni	<i>Bebiano et al., 2002</i>	the South Portuguesa Coast
<i>P. caerulea</i>	Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Ni, Fe, Mn	<i>Hamed et al., 2006</i>	Egypte : Golfe du Suez mer rouge
<i>P. caerulea</i>	Cd, Zn, Cu	<i>Campanella et al., 2001</i>	Favignana Island, Sicily, Italy

Ainsi une extrapolation valable de ces informations à propos de la biodisponibilité de métaux à partir de ce biomoniteur est conclue (*Pena-Mendez et al., 2001*). Néanmoins une approche plus globale est d'utilise rune suite de bio-indicateurs animale et végétale reflétant la biodisponibilité métallique à travers une variété de sources telles que la colonne d'eau, les particules en suspension, les sédiments, les sources alimentaires spécifiques (*Silva et al., 2006*).

1.3. Les polluants chimiques étudiés.

1.3.1. Généralités sur les éléments traces métalliques étudiés.

Les métaux lourds sont des éléments ayant des masses atomiques compris entre 63,546 et 200,590 (*Kennish, 1992*). Les organismes vivants ont besoin des quantités traces de certains métaux lourds (cuivre, fer, manganèse, molybdène, vanadium, strontium et zinc). À des niveaux excessifs, ces éléments essentiels peuvent être nuisibles. D'autres métaux lourds non-essentiels sont présents à la surface des systèmes d'eau comme le cadmium, le chrome, le mercure, le plomb et l'antimoine (*Kennish, 1992*) (Tab. 6). Les éléments traces métalliques (ETM), ou métaux traces, sont les éléments dont la concentration dans la croûte terrestre est inférieure à 1g/kg. Cette définition est aujourd'hui utilisée à la place du terme *métaux lourds*¹¹ (*Gilbin, 2001*). Les métaux sont répartis en 2 grandes catégories (A ou *forts*, et B ou *faibles*) selon leur affinité pour des ligands avec des fonctions carboxyliques, thioles....

Les métaux de transition sont strictement définis par l'IUPAC¹² comme «**les éléments qui possèdent à l'état atomique une sous-couche d partiellement remplie ou qui forment au moins un ion avec une sous-couche d partiellement remplie**» (Tab. 6).

Dans les effluents industriels et urbains, les métaux lourds étudiés et suivis sont principalement : Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se et Zn.

Dans les sciences environnementales, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Zn sont généralement associés aux notions de pollution et de toxicité (*Génie des procédés, 1997*). Les métaux lourds sont des constituants normaux de l'environnement marin (*Kucuksergini, 2006*).

¹¹Métaux qui possèdent des masses volumiques supérieures ou égales à 4.5 g.cm⁻³.

¹²IUPAC: International Union of Pure and Applied Chemistry.

Alcalino-Alcalins terreux			Eléments de transition															
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
IA	IIA	IIIA	IVA	VA	VIA	VIIA	VIII			IB	IIB	IIIB	IVB	VB	VIB	VII	VIII	
1	H																He	
2	Li ⁺	Be ²⁺																
3	Na ⁺	Mg ²⁺																
4	K ⁺	Ca ²⁺	Sc ³⁺	Ti ⁴⁺	V ³⁺	Cr ³⁺	Mn ³⁺	Fe ³⁺	Co ³⁺	Ni ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Ga ³⁺	Ge	As	Se	Br	Kr
5	Rb	Sr ²⁺	Y	Zr ⁴⁺	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag ⁺	Cd ²⁺	In ³⁺	Sn ²⁺	Sb	Te	I	Xe
6	Cs	Ba	La ³⁺	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au ³⁺	Hg ²⁺	Tl ³⁺	Pb ²⁺	Bi ³⁺	Po	At	Rn
7	Fr	Ra	Ac															

-----> Série Irving-Williams ----->
Mn²⁺ < Fe²⁺ < Co²⁺ < Ni²⁺ < Cu²⁺ > Zn²⁺

Metaux de type A « forts » : configuration électronique inerte, faible polarisation
ligands préférentiels : F⁻, O²⁻, OH⁻, H₂O, CO₃²⁻, SO₄²⁻, RSO₃⁻, NO₃⁻, HPO₄²⁻
fonctions carboxyl, carbonyle, alcool, phosphodiester...

Metaux de transition
ligands préférentiels : Cl⁻, Br⁻, N₃⁻, NO₂⁻, SO₃²⁻, NH₃, N₂, RNH₂
amines II-III, =N-, -CO-N-R

Metaux de type B « faibles » : faible électronégativité
ligands préférentiels : H⁺, I⁻, R⁻, CN⁻, CO, S²⁻, RS⁻, R₂S, R₃As
fonctions thiol, (di)sulfite, amine I...

Tableau 6 : Classification des métaux traces (Tessier and Turner, 1995 ; Stumm and Morgan, 1996) (: in Gilbin, 2001).

Au moins 11 sont connus comme étant essentiels aux organismes marins : Fe, Cu, Zn, Co, Mn, Cr, Mo, V, Se et Ni (Bryan, 1979).

Les propriétés d'un métal sont conditionnées en particulier par sa charge ionique, son électronégativité et son rayon atomique. Une première tentative de systématisation des éléments métalliques selon leurs propriétés biologique (BSE : Biological system of the éléments) est entreprise par Markret (1994) (INERIS, 2004) (Tab.7).

Tableau 7 : Eléments essentiels et non essentiels étudiés et exemples de propriétés des éléments connus pour leur essentialité (INERIS, 2004).

Métaux essentiels	Métal	Propriétés connues
	chrome (Cr)	Impliqué dans le métabolisme de l'insuline
	cuivre (Cu)	Présent dans les cytochromes et l'hémocyanine.
	fer (Fe)	Présent dans l'hémoglobine
	manganèse (Mn)	Rôle dans le métabolisme des sucres (Pyruvate carboxylase) Impliqué dans la synthèse des acides gras et glycoprotéines
	nickel (Ni)	Composant de l'uréase et fait partie du cycle de CO ₂
	zinc (Zn)	Nécessaire au fonctionnement des déshydrogénases, aldol ases, isomérases, transphosphorylases, ARN et ADN polymérase, anhydrase carbonique, Cu-Zn superoxyde dismutase.
Métaux non essentiels : cadmium (Cd) ; plomb (Pb) ; mercure (Hg)		

1.3.2. Les métaux étudiés.

Les métaux se trouvent toujours combinés avec des molécules organiques, souvent des protéines. Ils sont normalement présents à des faibles concentrations mais capables d'exercer un effet biologique considérable à de tels niveaux (*Rainbow, 1992*). Ils sont toxiques au-dessus de certains seuils de niveau biodisponible. *Bryan (1979)* énumère argent, mercure, cuivre, cadmium et plomb comme particulièrement toxiques.

1. Le cadmium (Cd).

Le cadmium se trouve essentiellement sous forme de CdCl^+ et un peu sous forme CdCl^{2+} (*Baric et Branica, 1967*), facilement chélaté par différents agents complexants. La teneur du cadmium dans l'eau de mer passe de quelques dixièmes de $\mu\text{g/l}$ dans les eaux propres à plus d'une dizaine de $\mu\text{g/l}$ dans certaines régions côtières polluées.

Ce métal cause de nombreuses inhibitions enzymatiques, modifications de la structure et de l'ultrastructure des cellules en particulier au niveau des mitochondries (*Bubel, 1976*). Ces propriétés toxicologiques dérivent de sa similitude chimique avec le zinc dont le rayon atomique est voisin de celui du calcium respectivement (0,99A et 0,94A) (*Nakhle, 2003*). Il se lie au cuivre et au zinc, ce qui perturbe les niveaux de l'homéostasie (*Kennish, 1992*). Chez l'être humain une exposition à long terme associe un dysfonctionnement rénal. Une forte exposition peut conduire à une obstruction pulmonaire et à un cancer de poumons. Il peut produire des défauts osseux (ostéomalacie et ostéoporose) chez les humains et les animaux. En outre, il peut être lié à l'augmentation de la pression sanguine et les effets sur le myocarde chez les animaux.

Le cadmium est récupéré lors de l'élaboration du zinc, du plomb et du cuivre. Il protège l'acier contre la corrosion. C'est un constituant des accumulateurs au nickel-cadmium. Il entre dans la composition d'alliages. Les sels de cadmium sont employés dans la photographie, la fabrication des feux d'artifice, les caoutchoucs, la porcelaine, etc. Les oxydes de cadmium sont utilisés dans l'industrie chimique, pour la galvanoplastie, dans les accumulateurs électriques, comme stabilisants pour matières plastiques, et pigment pour émaux (*FAO, 1991*).

2. Le plomb (Pb).

Il se présente principalement comme un mélange de 3 isotopes Pb^{206} , Pb^{207} et Pb^{208} . Il possède 27 radio-isotopes connus.

La répartition du Pb en eau de mer est dominée par les des formes spécifiques suivantes **PbCO₃**, **PbCl₂** ou **PbCl⁺**. Dans l'en eau de mer, environ 66 % du plomb se trouverait sous forme de complexes organiques labiles (*Batley et Florence, 1976*). *Raspor et al.* (1984) ont déterminé que moins de 10% du plomb en serait complexé par les matières humiques. En eau de rivière neutre (pH=7,3) le plomb dissous est surtout sous forme de Pb⁺⁺ et Pb OH⁺. En eau de rivière légèrement alcaline (pH=8,5), le plomb dissous inorganique se trouve essentiellement sous forme de PbCO₃ et son adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH et augmente avec ce dernier (*Dryssen et Wedborg, 1980*) (: *in Cossa et al., 1999*).

Il est dépourvu de fonction biologique connue. Ces particules ont un diamètre inférieur à 1µm et sont transportées à longue distance. Il est toxique pour la totalité des organismes. Le risque d'une intoxication au plomb est plus grand chez les enfants ou la barrière hémato-encéphalique n'est pas entièrement développée, par diffusion passive et grâce à leur solubilité dans les lipides. *Rajeshwar et Ibanez (1997)* rapportent ces effets sur la santé humaine incluant des troubles gastro-intestinaux, le coma et la mort dans des conditions extrêmes d'empoisonnement. Les ions Pb⁺⁺ entrent en compétition avec Ca⁺⁺ dans la formation des os et peuvent aussi bloquer plusieurs enzymes (*Chiffolleau et al., 2001*). Le plomb affecte la biosynthèse de l'hémoglobine en entraînant des anémies, la modification de la teneur en métabolites dans le sang, l'interférence avec le métabolisme de la vitamine D. Il est également cancérigènes (initiateur et/ou promoteur), mutagènes (aberrations chromosomiques, échanges de chromatides sœurs) et tératogènes (anomalies congénitales, réductions du poids à la naissance, interférence avec la fonction reproductrice). Le plomb peut causer une néphrotoxicité, la neurotoxicité et l'hypertension (*EPA, 2004*). Les sources anthropiques sont spécialement les peintures, les pesticides et les exploitations minières (*Fetter, 1999*). La fabrication des accumulateurs constitue la principale utilisation du plomb (environ 50% de la consommation totale). Les caractères d'imprimerie, les gaines de câbles électriques et les tuyaux pour les canalisations d'eau et de gaz constituaient des marchés importants qui ont considérablement diminué. Le plomb entre dans la composition de nombreux alliages à bas point de fusion et d'alliages antifriction (avec de l'étain ou du cuivre). Les composés chimiques du plomb sont importants pour leurs applications industrielles : matière active des accumulateurs, cristallerie, verrerie technique (tubes de télévision), fabrication des pigments, de peintures anticorrosion, de stabilisants pour les plastiques (*FAO, 1991*).

3. Le mercure (Hg).

Le mercure est un métal extrêmement toxique. Il se combine facilement à beaucoup d'éléments et de molécules : métaux, soufre, molécules inorganiques ou organiques (Tab. 8). Contrairement à beaucoup d'autres éléments minéraux, il est toxique sous presque toutes ses formes (INERIS, 2004). En France, sa concentration admissible dans les eaux de consommation ne doit pas excéder 1µg/l. Ce sont essentiellement les animaux marins qui concentrent le mercure jusqu'à plus d'un mg/kg de leur poids frais. Les végétaux concentrent très peu le mercure, sauf les champignons. Le mercure métallique (Hg⁰) est caractérisé par sa volatilité et sa légère solubilité dans les graisses. Les composés organomercuriques sont plus toxiques car, solubles dans les graisses, ils passent les barrières membranaires et diffusent dans l'organisme.

Les plus connus de ces composés sont le cation méthylmercure et le diméthylmercure. Il se combine avec d'autres métaux pour former des alliages, appelés amalgames. Dans l'hydrosphère le mercure est présent sous différentes formes chimiques (Tab. 9).

Tableau 8 : Les principales espèces de mercure dans les eaux naturelles (Cossa et Ficht, 1999).

Valence	Dénomination	Formule chimique
0	Mercure élémentaire	Hg ⁰
II	Ion mercurique libre	Hg ²⁺
II	Chlorocomplexe	HgCl ⁻ , HgCl ₂ , HgCl ₃ ⁻ ,
II	Hydrocomplexe	Hg(OH) ⁻ , Hg (OH) ₂
II	Thiocomplexes	HgSR, CH ₃ HgSR
II	monomethylemercure	CH ₃ HgCl
II	Diméthyle	CH ₃ HgCH ₃
II	Sulfure de mercure	HgS
II	Sélénure de mercure	HgSe
II	Complexe fulvique et humique	

Il se partagera entre une phase **particulaire** et **dissoute**, associé, à des particules en suspension (argiles, hydroxydes, phytoplancton...), de la matière organique dissoute (acides humiques et fulviques...), ou engagé dans des complexes inorganiques simples (chlorocomplexes).

Tableau 9 : Les différentes espèces chimiques du mercure et leurs effets (*INERIS, 2004*).

	Mercure inorganique			Mercure organique
forme chimique	mercure sous forme liquide (Hg ⁰)	mercure sous forme gazeuse (vapeur) (Hg ⁰)	Ions mercuriques (Hg ²⁺)	Cation méthylmercurique
Mode de pénétration	ingestion (rare), contact direct	inhalation	Ingestion/peau	ingestion (via la nourriture)
cibles touchées	Peau (contact direct)	cerveau, reins, poumons	reins, cerveau, peau/sang, foie	Cerveau, nerfs, périphériques, embryon, fœtus.
Voies d'élimination	selles/urine	Urine	Urine	Selles
Intoxication	faible	diarrhée vomissements, toux	inflammation salivation, défaillance rénale	troubles sensoriels, troubles nerveux, malformations

Ce pool de complexes inorganiques du mercure est appelé «mercure réactif » (*Laurier et al., 2001*). Il est employé dans la fabrication de thermomètres, baromètres, pompes à vides, lampes et redresseurs à vapeurs de mercure. Il sert à l'étamage des glaces, à la fabrication de colorants, il entre dans la composition des cosmétiques. L'inhalation et l'ingestion sont les principales voies de pénétration du mercure dans l'organisme. La cible principale du mercure métallique est le cerveau (encéphalite), les nerfs longs (polynévrite) mais aussi l'embryon et le fœtus. Tandis que les ions mercuriques attaquent prioritairement les reins (néphrites) mais aussi le système nerveux. Une activité mutagène a été mise en évidence et ils sont cancérigènes chez l'animal. Les composés organiques ont une activité neurotoxique et génotoxique (malformations embryonnaires). Le cation éthylmercurique est également mutagène et cancérigène. Lorsque le mercure pénètre dans l'eau, il est souvent transformé par les microorganismes dans la forme de méthylmercure toxique.

Les symptômes d'intoxication aiguë sont pharyngite, gastroentérites, vomissements, néphrite, Hépatite, et collapsus circulatoire. L'intoxication chronique est généralement le résultat d'une exposition industrielle ou un régime alimentaire composé de poissons contaminés. L'intoxication chronique peut endommager le foie, les dommages neuronaux et tératogénèse (*NRC, 2000*).

Le cycle global du mercure est dominé par les échanges entre le milieu aquatique et l'atmosphère (Fig. 9). En milieux aqueux, deux réactions chimiques essentielles sont en compétition :

1. La réduction.
2. La méthylation.

La première favorise le recyclage atmosphérique, la seconde la bioaccumulation. Le mercure est émis dans l'atmosphère à la fois sous forme d' Hg° gazeux et d' $\text{Hg}(\text{II})$ gazeux et particulaire. Le mercure méthylé est extrêmement bioaccumulable.

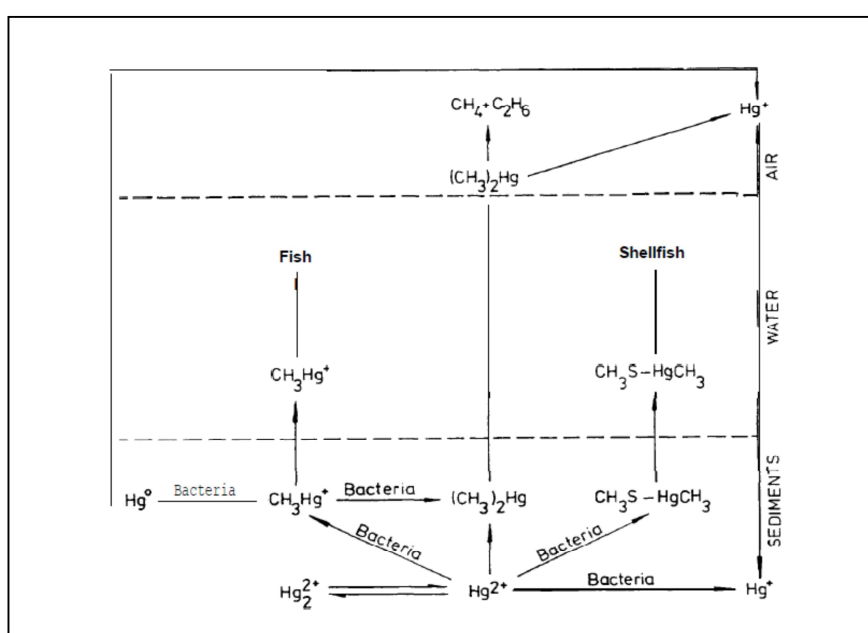


Figure 9: Le cycle biogéochimique du mercure (Cossa et al., 1999).

4. Le nickel (Ni).

Le nickel est généralement rejeté par les organismes dans les urines. Il a un rôle dans le cycle de l'urée en maintenant l'équilibre de l'ammoniaque (NH_4). La toxicité du nickel pour les organismes marins est considérée comme faible. Chiffoleau et al. (2001) signalent des effets sur la reproduction des bivalves, observés à des concentrations élevées, supérieures à $300\mu\text{g/l}$, sans aucune mesure avec les teneurs rencontrées dans l'environnement. Le nickel est souvent associé au fer, cuivre, chrome, et cobalt dans les minerais de zinc.

5. Le cuivre (Cu).

Le cuivre est indispensable à plusieurs organismes, des concentrations élevées peuvent influencer sur la physiologie respiratoire et cardiaque des invertébrés marins lorsqu'ils sont présents dans l'eau de mer (Bini et al., 2006). Il a été estimé que les valeurs respectives pour le cuivre sont de 1,3 µg/g pour *Mytilus galloprovincialis* et de 0,4µg/g pour *Mullus barbatus* (MEDPOL, 2003). En particulier, l'exposition aiguë au cuivre d'origine hydrique est suivie d'une réduction de la fréquence cardiaque (bradycardie) chez différentes espèces de patelles ainsi sur la côte atlantique, *P. vulgata* (Marchand et al., 1999), en Méditerranée, *P. caerulea*, *P. aspera* and *P. rustica* (De Pirpo et al., 2001) et aux tropiques, *Cellana grata* (Bini et al., 2006). La bradycardie induite par le cuivre pourrait être un mécanisme d'adaptation par laquelle les mollusques sont capables de limiter l'absorption des métaux dans l'environnement pollué par la réduction du taux de perfusion et du métabolisme des branchies (Bini et al., 2006). C'est un oligo-élément et élément nutritif, la plupart des organismes marins ont développé des mécanismes pour réguler ses concentrations dans leurs tissus en présence de concentrations variables dans l'eau ambiante, sédiments et aliment (Neff, 2002) (: in Franca, 2005). C'est un composé essentiel d'hémocyanine, un pigment respiratoire de nombreux mollusques, crustacés et arachnomorphes. Cette enzyme à cuivre se rencontre chez les crustacés décapodes et les mollusques gastropodes. Ils ont besoin d'une grande quantité de ce métal pour couvrir les besoins de cette molécule en cuivre (Rainbow, 1990).

Les sources anthropiques du cuivre sont diverses telles que la métallurgie, la papeterie et les tanneries. En milieu côtier, l'emploi des peintures antisalissure, riche en cuivre pour l'entretien des coques des bateaux représente une source majeure de contamination (Chiffolleau et al., 2001). Il entre dans l'activité de plusieurs enzymes, spécialement dans le métabolisme des catécholamines, protéine du cerveau humain (Rajeshwar et Ibanez, 1997).

6. Le fer (Fe).

Le fer est un oligo-élément essentiel pour toutes les formes connues de la vie marine est encore tout à fait insoluble sous pH et dans des conditions redox typiques du système marin (Sunda, 2002) (: in Salmon et al., 2006). La forme de particules résultante est généralement considérée comme relativement non bioaccumulable. Chez les organismes marins, de nombreuses activités métaboliques exigent le cofacteur fer en particulier celles impliquant des échanges redox comme respiration oxydative (Salmon et al., 2006). Les anomalies de son

métabolisme conduisent à l'apparition de situations de carences ou bien de surcharges en fer qui entraînent l'apparition de symptomatologies variées. Il s'associe généralement à des protéines de transport appelées ferritine et transferrine. Elles sont identifiées chez de nombreux organismes aquatiques (poissons, crabes et mollusques). Le fer est tout à fait insoluble sous pH et dans des conditions redox typiques du système marin. La forme de particules résultante est généralement considérée comme relativement non bioaccumulable. De nombreuses activités métaboliques exigent le cofacteur fer en particulier celles impliquant des échanges redox comme respiration oxydative (*Salmon et al., 2006*).

7. Le manganèse (Mn).

Les principales sources anthropiques de manganèse sur l'environnement comprennent les rejets d'eaux usées municipales, des boues d'épuration, l'exploitation minière et la transformation des minéraux (en particulier le nickel), les émissions en alliage, acier, et la production de fer, la combustion de combustibles fossiles. Le manganèse peut être rejeté dans l'air au cours d'autres processus anthropiques, telles que le soudage et l'application de fongicides (*CICAD, 2004*). Le manganèse peut être libéré dans l'eau par les rejets des installations industrielles ou en tant que lixiviats issus des décharges et le sol. Cet élément est indispensable pour le développement des végétaux planctoniques. Il a été montré qu'à de faibles concentrations de manganèse (<40µg/l), les algues bleues et vertes prédominent, si les concentrations de manganèse sont fortes, ce sont les diatomées qui dominent (*CICAD, 2004*).

8. Le zinc (Zn).

Les concentrations en zinc pour les eaux de la Méditerranée varient considérablement de 0,02 µg/l dans les stations au large à 450µg/l dans des ports fortement pollués. C'est un cofacteur dans près de 300 enzymes (*Vallee et Auld, 1990*). Chez l'homme, sa déficience peut engendrer l'anémie, une hyperpigmentation et un dysfonctionnement sexuel et l'excès provoque la maladie de Wilson (dégénération hépatolenticulaire). Ces organes cibles préférentiels sont le foie et le cerveau humain (*Rajeshwar et Ibanez, 1997*).

9. Le chrome (Cr).

Le chrome, oligo-élément essentiel pour les organismes vivants (indispensable chez l'homme à la synthèse de l'insuline), est un élément de transition qui existe naturellement sous

plusieurs états d'oxydation de 0 à ⁺⁶. Les états les plus stables sont dits trivalents (⁺³) et hexavalents (⁺⁶). Dans l'atmosphère, le chrome est sous forme trivalente en faible concentration (0,01ng/m³) sauf en zone industrielle et urbaine. Ainsi la présence abondante d'anions du chrome dans l'eau est généralement le résultat de déchets industriels. Les effets néfastes sur la santé sont chroniques des voies respiratoires et dermatologiques (*Viessman et Hammer, 1985*) (: *in EPA, 2004*). Les industries métallurgiques et l'incinération de déchets génèrent de fortes émissions. Dans l'eau, la forme trivalente et hexavalente du chrome coexistent à une concentration comprise entre 1 et 10µg/l. Les composés du chrome hexavalent, en particulier les moins solubles mais également l'acide chromique et le dichromate de sodium, sont cancérigènes (génotoxicité) et toxiques pour la reproduction (malformations). Le tableau 10 résume l'impact du chrome sous ses différentes formes sur la santé.

Le chrome est employé comme pigment pour la peinture, le caoutchouc, le papier, l'encre d'imprimerie, ou encore dans la tannerie

Tableau 10 : Différentes espèces chimiques du Chrome et leurs effets (*INERIS, 2004*).

Effets	Formes chimiques		
	Chrome élémentaire Cr(0)	Trivalent Cr(III)	Sels de chrome hexavalent Cr(VI)
Effet corrosif	-	-	+++
Effet immunotoxique	++	++	+++
Effet mutagène	-	-	+++
Effet cancérigène chez l'animal chez l'Homme	- (?)	- -	+++ +++
Classification CIRC	Groupe 3 ¹³	Groupe 3	Groupe 1 Cancérogène chez l'Homme
Toxicité globale	Faible	Faible	Forte

1.3.2.1. Origine et devenir des ETM dans l'environnement.

Les métaux sont naturellement présents dans la croûte terrestre. Ces éléments lourds sont concentrés dans le magma granitique. Les cycles géochimiques conduisent à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe (*Garret, 2000*). Ils

¹³Groupe 3 : non classable comme cancérigène éventuel chez l'Homme.

existent sous forme élémentaire dite métallique et celle de dérivés tels les sels, les oxydes, des silicates ou les sulfures. Lorsqu'ils sont fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates, ils sont peu altérables chimiquement et sont libérés par érosion et transportés sous forme de particules. Par contre ceux présents sous forme de sulfures et de carbonates sont attaqués chimiquement et très facilement dissous dans l'eau (*INERIS, 2004*).

Ils sont relativement peu solubles dans l'eau et restent majoritairement associés à la phase solide. Les concentrations en éléments métalliques dans la phase aqueuse sont comparativement faibles par rapport à celles dans la phase solide. Ainsi l'accumulation des éléments métalliques dans les sédiments est majoritaire.

1.3.2.2. Apports telluriques naturels.

Plusieurs études sur la pollution des environnements côtiers dans les zones tempérées par les métaux traces se produisent à proximité de zones industrialisées ou des centres de population dense (*Goldberg et al., 1978; Phillips, 1980; Sericano et al., 1995*) in *Frias-Espericueta et al., 1999*).

Selon des travaux similaires dans les régions tropicales et subtropicales, mais dans des zones limitées, il est probable que le même profil de pollution se dessine (*Phillips, 1991 ; Hunter et al., 1995*) (: in *Frias-Espericueta et al., 1999*).

1.3.3. Les données bibliographiques sur les hydrocarbures.

1.3.3.1. Origine et devenir.

En Méditerranée, les hydrocarbures sont considérés parmi les principaux stressors qui occasionnent des altérations de la biodiversité (*AEE, 1999*) (: in *Med Pol, 2003*). Les hydrocarbures totaux sont des composés organiques provenant de la distillation du pétrole et faisant partie de la famille des polluants organique persistant (POP). Il est indispensable de connaître leur concentration dans l'eau pour déterminer l'exposition des organismes vivants et procéder à une évaluation des risques environnementaux et sanitaires. Les hydrocarbures peuvent être linéaires (paraffines), ramifiés (isoparaffines), cycliques (naphtènes), aromatiques ou oléfiniques (contenant un ou plusieurs liens doubles). Les HCT ont une solubilité variable dans l'eau et sont plus au moins réactifs vis-à-vis de l'acide sulfurique. Leur biodégradabilité est aussi variable et encore mal connue (*Berné et Cordonnier, 2000*). Leur comportement dans l'eau peut être schématisé par le tableau 11.

Tableau 11 : Comportement des hydrocarbures.

Hydrocarbures	Réactivité H ₂ SO ₄	Solubilité –Eau
Parafiniques -CH ₃ , C _n H _{2n+2}	Peu réactifs	Insolubles
Cycloparafiniques -CH ₂ , C _n H _{2n}	Assez peu réactifs	Assez insolubles
Oléfiniques -CH ₂ Cyclooléfiniques	Réactifs	Peu solubles
Aromatiques –CH	Très réactifs	Très solubles

La norme algérienne extrait du décret exécutif **n°93-160 du 10/07/1993**, J.O n°46 est de 20mg/l.

1.3.3.2. Les propriétés physicochimiques.

1. Solubilité.

La solubilité, exprimée en mol/l ou en mg/l, correspond à la concentration du produit en phase aqueuse lorsque l'équilibre est atteint. La solubilité augmente avec la température et peut être un bon indicateur de la tendance d'un produit à être entraîné par les eaux du sol. La solubilité est également fonction de la fraction molaire de chaque composé dans le mélange de polluant, ainsi que de la teneur en MO de la phase particulaire (*Ballerini et al., 1998*).

2. Pression de vapeur.

Ce paramètre sert à estimer la tendance d'un produit à se volatiliser et donc à passer en phase gazeuse à partir d'une phase aqueuse, du sol ou de la phase organique. Les tensions de vapeur sont modérément élevées à faibles. A partir de 10⁻⁵ kPa, les composés sont considérés comme volatils.

3. Coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}).

Ce coefficient traduit la répartition d'une molécule d'un soluté entre la phase lipophile (octanol) et la phase hydrophile (eau). Ce coefficient donne une indication sur sa capacité à s'adsorber sur des surfaces hydrophobes. Par exemple, ce coefficient est un bon indicateur de la capacité des polluants à pénétrer les membranes biologiques qui sont des bicouches lipidiques,

et donc à s'accumuler dans les organismes vivants. Les Kow sont relativement élevés, ce qui indique un fort potentiel d'adsorption sur les matières particulaires, mais aussi sur la matière organique des sols.

1.3.3.3. Le problème du dégazage/ déballastage.

L'essentiel des pollutions d'origine maritime par les hydrocarbures résulte du dégazage. Le déballastage une opération qui consiste à vider de son contenu un ballast. Ces opérations sont responsables du déversement de quelque 12000 tonnes supplémentaires d'hydrocarbures par an dans les eaux côtières algériennes du fait que les installations de réception disponibles ne peuvent pas répondre aux quantités de ballast. De plus, une pollution par les hydrocarbures est imputable aux rejets d'eaux usées industrielles et urbaines, de boues toxiques provenant de raffineries de pétrole à Alger, Oran et Skikda et de la production de gaz naturel. En raison de la présence d'activités pétrolières en Algérie, les sédiments portuaires et côtiers présentent de fortes concentrations en hydrocarbures pétroliers totaux ainsi qu'en HAP. Les dégazages et déballastages ne représentent qu'une partie des déversements opérationnels d'hydrocarbures. Ces rejets sont soumis à une réglementation très stricte (*Convention de Londres du 2 novembre 1973, modifiée par le protocole de 1978, dite MARPOL 73-78*) (AEE, 2006).

1. 3. 3.4. Le trafic maritime.

Les voies du trafic maritime pétrolier passent, près de la côte algérienne, 150 millions de tonnes d'hydrocarbures y sont transportées chaque année (sur les 500 millions de tonnes/an d'hydrocarbures transportées au total en mer Méditerranée), ce qui correspond au transit de 1800 pétroliers par an. En outre, plus de 50 millions de tonnes d'hydrocarbures empruntent chaque année les terminaux pétroliers des principaux ports algériens : Arzew, Bethioua, Bejaia et Skikda. (AEE, 2006).

1.4. Cadre géographique.

1.4.1. Caractéristiques générales du littoral algérien.

L'Algérie est située au milieu de l'Afrique du nord. Elle est limitée à l'ouest par le Maroc, au sud-ouest par le Sahara Occidental et la Mauritanie, à l'est par la Tunisie et la Libye au sud par le Mali et le Niger et enfin au nord par la Méditerranée (Fig. 10). L'Algérie dispose d'une superficie de 2.381741 km², elle longe la Méditerranée d'est en ouest sur approximativement 1622km. Les distances sont très grandes, environ 2000 km de la côte méditerranéenne au massif du Hoggar et 1800 km d'In Amenas à l'est jusqu' à Tindouf à l'ouest.

Le littoral algérien fait partie du bassin méditerranéen qui est un des 34 hot spots méditerranéens. Il se caractérise par une diversité d'espèces faunique et floristique exceptionnelle. Avec un taux d'endémisme particulièrement important, le littoral algérien fait partie des lieux prioritaires de conservation de la biodiversité marine et côtière du bassin méditerranéen car ses écosystèmes sont les plus menacés (*PAS BIO Algérie, 2002*).

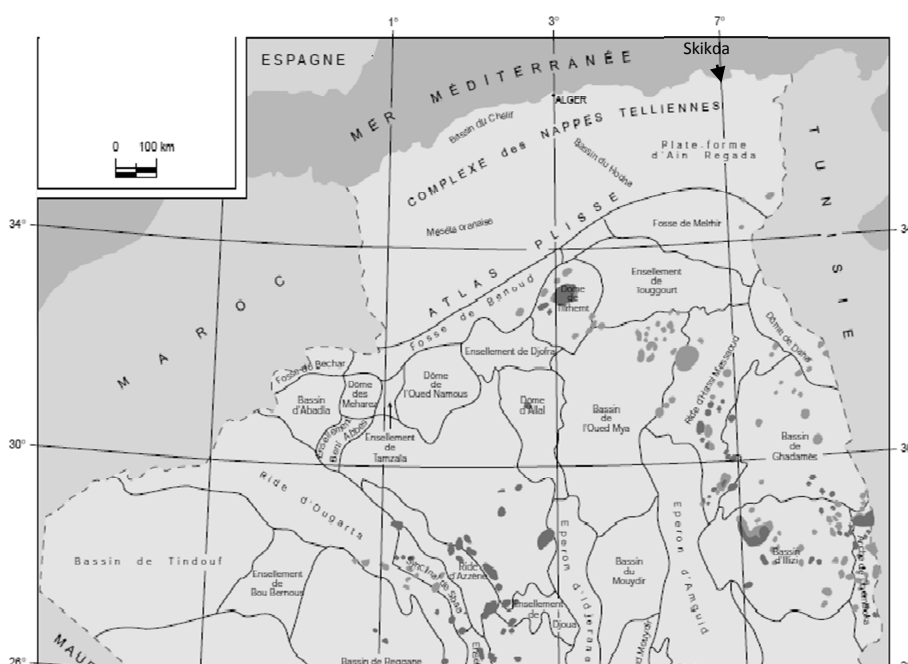


Figure 10: Localisation Africaine de la région de Skikda (Schlumberger & Sonatrach, 2010) (Source: Contribution from Sonatrach Exploration Division, Research and Development Centre and Petroleum Engineering and Development Division).

1. Le littoral de Skikda.

La wilaya de Skikda est située au nord-est du pays entre les latitudes 36°5'N et 36°15'N et les longitudes 06°27'E et 07°10'E. Elle s'étend sur une superficie de 4137,68 km². La région de Skikda est limitée, au nord, par la Méditerranée, au sud par les wilayas de Constantine, de Guelma et de Mila. À l'est et à l'ouest, elle dispose de frontières avec Annaba et Jijel (Fig. 11 a et b).

2. Le parcours côtier.

Le littoral comprend les plages sous forme d'une bande étroite, dont la largeur varie entre 20 et 200m. Il s'étend du nouveau port (port des hydrocarbures) jusqu'à l'embouchure de l'oued Righa du côté est. Du côté ouest, sa longueur est réduite à 3Km entre le port mixte (Ancien port) et le port de Stora (port de pêche), elle est de 1Km entre les 2 ports où se trouve l'embouchure de l'Oued Saf saf. Sa largeur se situe entre 20 et 50m. Les plages sont regroupées en 3 zones :

1. **Une zone Ouest** qui s'étend de l'embouchure de l'Oued. Zhor à l'Ouest, de Stora à l'est. C'est un espace accidenté, en général, avec de hautes falaises.

2. **Une zone Centrale** représentant la côte de Ben M'Hidi, Platane, Guerbes et les falaises de Filfila.

3. **Une zone Est** constituée de la côte de la Marsa et les falaises du Cap de Fer.

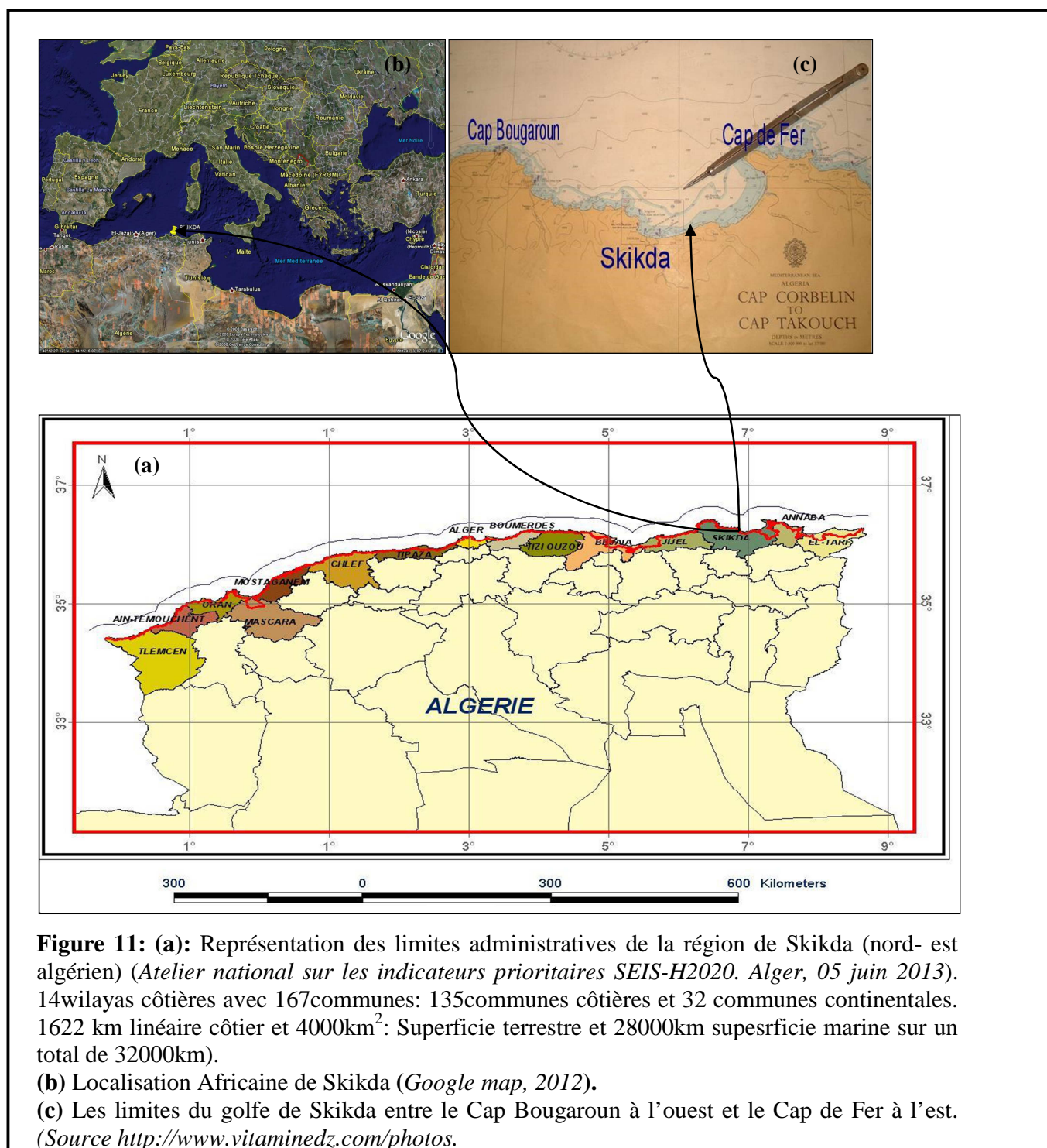
La zone côtière s'étend sur une longueur de 140km environ et une superficie maritime de 3069 km². Le paysage présente de vastes étendues de sables en alternance avec des falaises (Cadastre, 2004). La Vallée de Saf saf est importante ainsi que l'Oued Zeramna. Cette zone avec le front de mer de Stora représente la moitié de la superficie de la commune.

Le golfe de Skikda est limité à l'est par le Cap de Fer et l'ouest par le Cap de Bougaroun, entre 2 longitudes 06°27'10" et 07°10'02" est (Fig. 11 c).

La commune de Skikda occupe une situation centrale dans la partie Nord de la wilaya avec une superficie de 5673ha et un linéaire côtier de 28km.

Les côtes rocheuses forment 70% environ du littoral de Skikda. Les falaises sont essentiellement dans la zone ouest de l'embouchure de l'oued Z'hor jusqu'à Stora à l'est, sur les côtes de la commune de Filfila et sur la partie est du Cap de Fer (commune d'El-Marsa).

Dans la commune de Skikda, des îlots et des îles sont recensés le long du littoral. Ils regroupent une faune et une flore marines essentiellement de fonds rocheux : île M'ta ; îlot Bibi, les sept îles ; île Srigina ; îlot des singes ; îlot Akkecha (Cadastre, 2004 ; Grimes, 2003).



La commune de Skikda est limitée au nord par la mer Méditerranée. Au sud par El Hadaiek, les vergers de Zeramna et Saf saf, à l'est par la zone industrielle pétrochimique et la commune de Filfila. A l'ouest, elle se caractérise par les montagnes, prolongement de la chaîne

numidique constantinoise aux altitudes variant entre 200 et 300 m, au sud Hamadi Krouma et au sud-est Aïn Zouit (*Cadastré, 2004; Wikipedia, 2014*¹⁴).

1.4.2. Bathymétrie.

Le plateau continental de Skikda est alimenté par 3 principaux cours d'eau (Oued El Kebir, Oued Saf saf et Oued Guebli). Les multiples travaux sur la région de Skikda (*ISTPM, 1982 ; LEM, 1998*) révèlent l'aspect accidenté des fonds de la ligne côtière (Tab. 12 et Fig. 12).

Tableau 12: Les caractéristiques des 2 communes d'étude (Cadastré, 2004).

Communes d'etude	Surface du domaine littoral (km ²)	Surface du domaine littoral /surface commune (%)	Linéaire côtier (km)
Skikda	40,06	71,05	28,69
Ain Zouit	23,32	20,63	35,03

Plus des 3/4des côtes de l'Algérie est constitué par des côtes rocheuses caractérisées par des falaises. Dans le littoral de Skikda, les falaises rocheuses dominant depuis la pointe Esrah jusqu'au site de l'Anse de Stora, avec plusieurs îlots rocheux parmi lesquels, Sirigina, le lion, l'îlot de la Macaque et celui des singes qui se situent à proximité du rivage. Le relief des falaises est constitué principalement de roches métamorphiques composées de gneiss, de schistes et de micaschistes gris bleuâtres.

¹⁴<http://fr.wikipedia.org/wiki/Skikda>

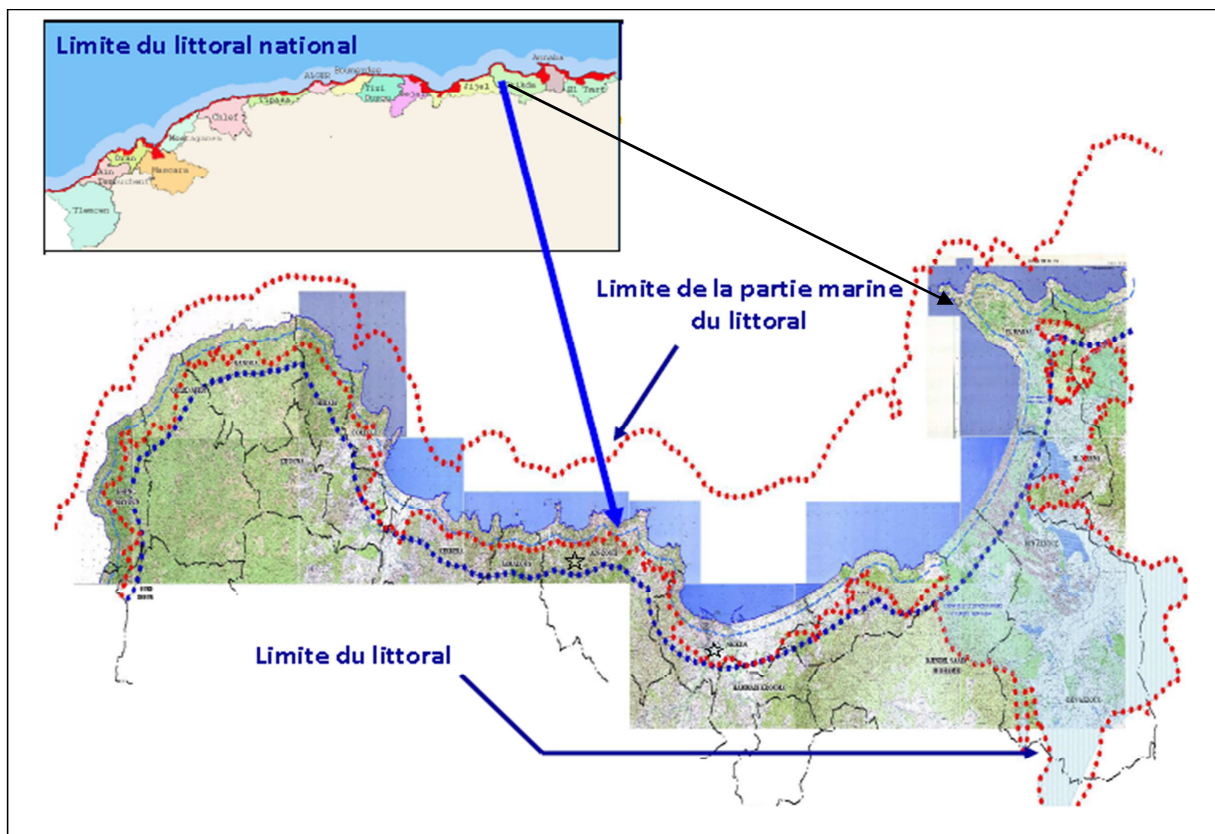


Figure 12: Localisation des 2 communes d'étude : Skikda et Ain Zouit. (Atelier national sur les indicateurs prioritaires SEIS-H2020. Alger, 05juin 2013).

☆zones d'études Skikda et Ain Zouit.

Les montagnes constituent 60% de la superficie globale de la wilaya. Les monts les plus importants sont : au sud (Djebel Sidi Driss 1364m d'altitude, Djebel Hadjar Chouat 1220m d'altitude à la limite des vallées du Guebli et saf-saf, Djebel Staiha 572m d'altitude, Djebel Abdelhadj 564m d'altitude à la limite du Saf-saf et d'El-Kebir et Djebel Fil-Fila 586m d'altitude) et au nord (Cap Bougarouni et Cap de Fer). A l'est de la wilaya, la côte se retourne vers le nord- est puis vers le nord- ouest jusqu'au Cap de Fer. Dans cette partie, le rivage est surtout constitué de dunes de sables sauf à droite du massif de Filfila et du Cap de Fer. Le fond marin est compris entre le nouveau port et la commune de Ben M'Hidi et celui situé entre le rivage de l'isobathe -10 m, est constitué en majeure partie de sable généralement fin.

1.4.3. La géologie.

La région d'étude fait partie de l'édifice supérieur du socle de la petite Kabylie. L'ensemble cristallophyllien du socle de la Petite Kabylie est structuré en trois unités litho-structurales, avec de haut en bas : La première unité supérieure constituée par la superposition d'un ensemble schisteux et schiste-gréseux surmontant des formations grés-quartzites associées à des métapelites renfermant des lentilles de marbres. Ces deux dernières surmontent des paragneiss parfois migmatitiques associés à des micaschistes incluant des barres de marbres, le tout est incrusté par des granites orthogneissifiés (*Djaiz, 2008*). Un extrait de la carte géologique (*Echelle 1/50.000*) est présenté dans la figure 13.

Les roches magmatiques sont présentes dans les zones côtières entre Skikda et Annaba. La structure des éléments principaux : schisteux, schiste-gréseux, grés-quartzites, lentilles de marbres et paragneis. La région d'étude fait partie de l'atlas tellien caractérisée par une complexité lithologique et structurale.

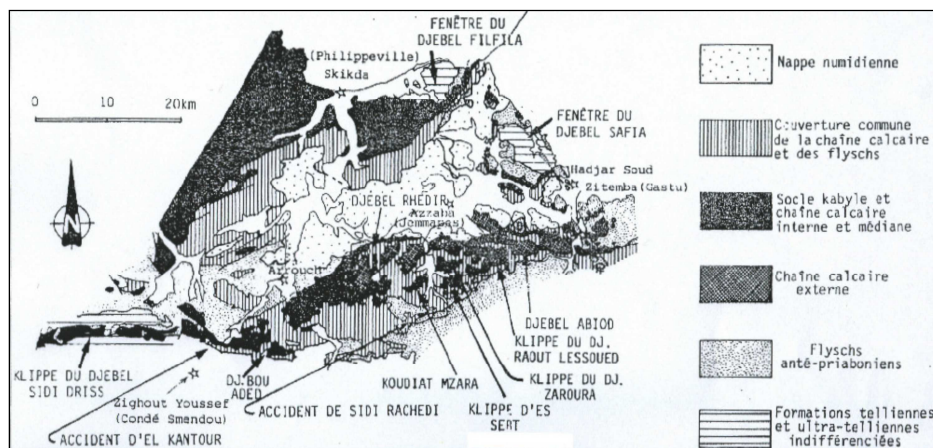


Figure 13 : Position des différentes unités géologiques des Maghrébides (*Durand Delgad et al., 1967*) (: *in Mani et al., 2010*).

1.4.4. Les caractéristiques hydrologiques.

La région de Skikda dispose de ressources en eau appréciables et assez importantes du fait de la forte pluviométrie enregistrée variant de 800 à 1000mm/an. Six oueds plongent dans la mer : 3 à l'est (Oued Righa, Oued El Gat et Oued Ksob), Oued Saf saf entre les 2 ports et 2 à l'ouest (Oued Béni Malek et Oued Chadi). Egalement des petits Oueds littoraux drainent de minuscules plaines côtières : Tamanart, oudina etc., et des oueds plus importants rattachés à d'autres réseaux hydrographiques : Oued Zhour à l'ouest et Oued Smendou au sud.

Les 3 principaux cours d'eau sont permanents et prennent leur source à quelques kilomètres de la mer (Fig. 14). Ils traversent la zone d'étude du sud au nord en sa partie est, centre et ouest (Tab. 13).

1.L'Oued Saf saf constitue l'axe hydrographique central. Il prend sa source dans le sud de la commune d'El Harrouch. Il rejoint la méditerranée au lieu appelé *l'îlot de chèvres* (L'îlot) sur une distance d'environ 60km. Il est soumis à plusieurs sources de pollutions (rejets de la commune de Skikda par le biais de l'Oued Zeramna, rejets de la raffinerie, rejets de GL1/K et ceux de l'UTE. Son bassin-versant regroupe tous les oueds des versants tournés vers la vallée. Il a un débit moyen de 150hm³/an.

2.L'oued El Kebir est l'un des plus importants aussi bien en longueur qu'en volume, sa largeur varie entre 20 et 50m. Il débouche sur la plage de la Marsa en Mer Méditerranée. Il draine principalement la plaine de Ben-Azouz ; son bassin-versant englobe toute la partie orientale de la wilaya (région d'Azzaba). Son débit est de 300hm³/an.

Tableau 13 : Résumé des 3 principaux oueds de la zone d'étude.

Oueds	Agglomérations	Embouchures
Oued Kebir	Es-sebt - Ain cherka - Bekkouche Lakhdar- Benazzouz - Azzaba- Djendel Mohamed Saadi-	Les eaux excédentaires des lacs de décantations du complexe mercuriel d'Azzaba. Dans le golf de Guerbes (Plage Guerbés)
Oued Saf saf	Harrouche-RamdaneDjamel-Salah Bouchaour- Hammadi krouma.	Les unités de la zone industrielle Plage Saf saf et son effluent Zeramna. La partie est de la commune de Skikda.
Oued Guebli	Kerkera - Tamalous - Collo- Ben Zouit.	Baie de Collo

3. L'Oued Guebli prend naissance dans la région de Béni-Oulbène. Il draine le bassin de Tamalous et la plaine de Collo. Son bassin-versant individualise globalement la région de Collo. Il a un débit moyen de 390 hm³/an.

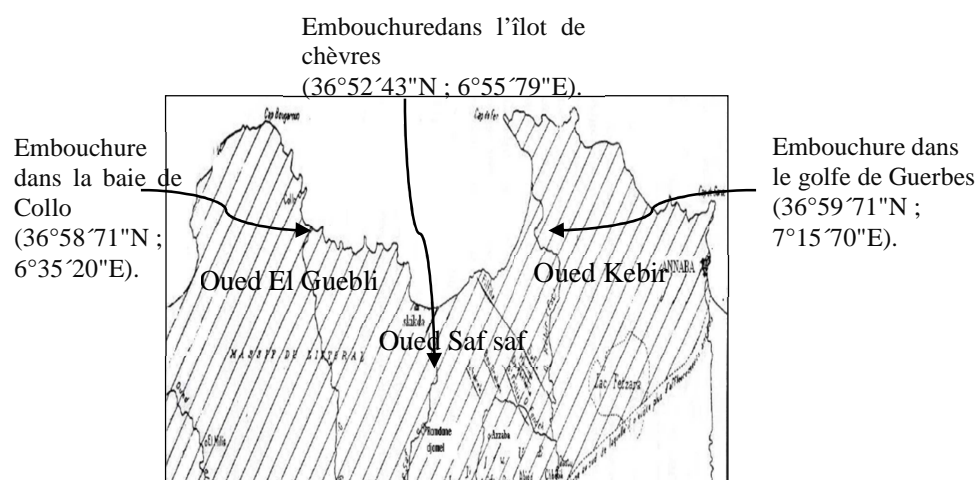


Figure 14 : Localisation des 3 principaux Oueds du littoral de Skikda (*Cadastre, 2004 modifiée par Maatallah, 2011*).

1.4.5. La sédimentologie.

La sédimentologie est caractérisée par des sables grossiers entre 0 et 15m, entre 15 et 25m c'est le domaine des sables fins à moyens, au-delà ce sont des vases. Les sédiments sont souvent allochtones (85%) acheminés par les cours d'eau.

1.4.6. Les courants marins.

Le golfe de Skikda, formé en demi-cercle est caractérisé par ses puissants courants et ses houles.

1.4.6.1. La houle.

C'est un mouvement ondulatoire de la surface de la mer, sous l'influence du vent. Elle joue un rôle important dans le comportement dynamique des plages. Les mouvements de la houle sont caractérisés par une prédominance des houles de direction nord-ouest à nord en fréquence d'apparition et en amplitudes.

Compte tenu de son orientation, la côte de Skikda est exposée aux houles proviennent du secteur ENE à WNW. Les houles les plus fréquentes proviennent du secteur NW, tandis que les fortes proviennent du secteur NE.

1.4.6.2. Les marées.

La marée est un phénomène d'abaissement ou d'élévation du niveau de la mer. Les courants de marée sont les seuls, avec la dérive littorale capables d'une érosion des fonds et d'un important transfert de sédiments. La marée est peu apparente en raison d'une part, de sa faible amplitude et d'autre part, de sa conjonction avec la variation du niveau marin, dû aux effets du vent et de la pression atmosphérique.

1.4.6.3. Les courants.

Les courants marins jouent un rôle stratégique dans le processus de sédimentation. Parfois ils sont à l'origine des turbulences des dépôts du talus continental. Ils entraînent le transport de sédiments sur le littoral marin. Ils se résument en 3 catégories.

1. Les courants généraux issus de la circulation des masses océaniques et dont leur vitesse diminue aux abords de la côte, les courants dus à la houle et les courants de marée.
2. Les courants géostrophiques sont dus aux déplacements des masses arrivant par le détroit de Gibraltar et fournissent des richesses planctoniques aux espèces autochtones.

Les instructions du golfe de Skikda renseignent sur l'existence d'un courant général dirigé vers l'est, pouvant atteindre 1 à 2,5 nœuds et d'un courant de 0,5 à 1,5 nœuds qui circulerait plus près de la côte (*LEM, 1998*). Ce courant ne pénètre pas dans le golfe de Skikda. Le courant général des eaux atlantique venant de Gibraltar vers l'est, reste généralement dans un ordre de grandeur de 0,5 à 1 m/s au large de la côte algérienne. Ce courant général ne semble pas créer de contre-courant vers l'ouest, des courants locaux sont observés avec des vitesses de l'ordre de 0,3 m/s. Les courants littoraux dus à la houle sont de direction E-O durant l'été alors que les plus importants sont de direction O-E durant la saison hivernale. Dans la baie de Skikda, les variations du plan d'eau sont négligeables et de ce fait, n'influent pas sur les conditions hydrodynamiques de la zone d'étude (*Cadastre, 2004*).

1.4.7. Analyse climatique.

Les données climatiques, ci-après, proviennent de la Station Météorologique du port mixte de Skikda pour la période 2008 à 2009.

1.4.7.1. Diagramme de Gaussen.

Le littoral de Skikda plus septentrional présente un climat plus humide (une pluviométrie se situant entre 700 et 1200 mm d'eau par an). L'analyse des températures et des précipitations permet de mettre en évidence la durée des périodes pluvieuses et des périodes sèches par la courbe ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1953), $P \leq 2T$ (P = précipitations moyennes mensuelles et T = températures moyennes mensuelles).

La figure 15 représente le diagramme ombrothermique de Bagnouls-Gaussen où sont représentées simultanément les températures mensuelles moyennes et les précipitations pour les années 2008 et 2009. Les périodes biologiquement sèches, correspondent à un chevauchement de la courbe thermique sur la courbe ombrothermique. Le diagramme montre 2 phases de mois biologiquement humides pour cette période d'étude. La 1^{ère} entre janvier et la mi-mai et la 2^{ème} entre septembre et décembre. Une seule période biologiquement sèche qui s'étale sur 4 mois, de mi-mai à août (approximativement 3 mois). Ce diagramme est le parfait type méditerranéen. La pluviosité totale moyenne annuelle entre 2008 et 2009 indique une valeur de 978,85mm comparable à la moyenne annuelle des précipitations calculée sur une durée de 40ans (1969-2009 ; d'après les données de la station météorologique du port de Skikda).

Skikda est située dans les domaines humide et subhumide. Le quotient pluviothermique des 25 ans (1977-2009) est de l'ordre 116,73 avec $P=738,5$ mm, $M=29,7^{\circ}\text{C}$, $m=7,8^{\circ}\text{C}$. Il en ressort que la région d'étude se localise dans un étage bioclimatique subhumide chaud (Fig. 16).

Le climat est du type Méditerranéen, se caractérisant par 2 saisons : Un hiver doux et pluvieux et un été chaud et sec.

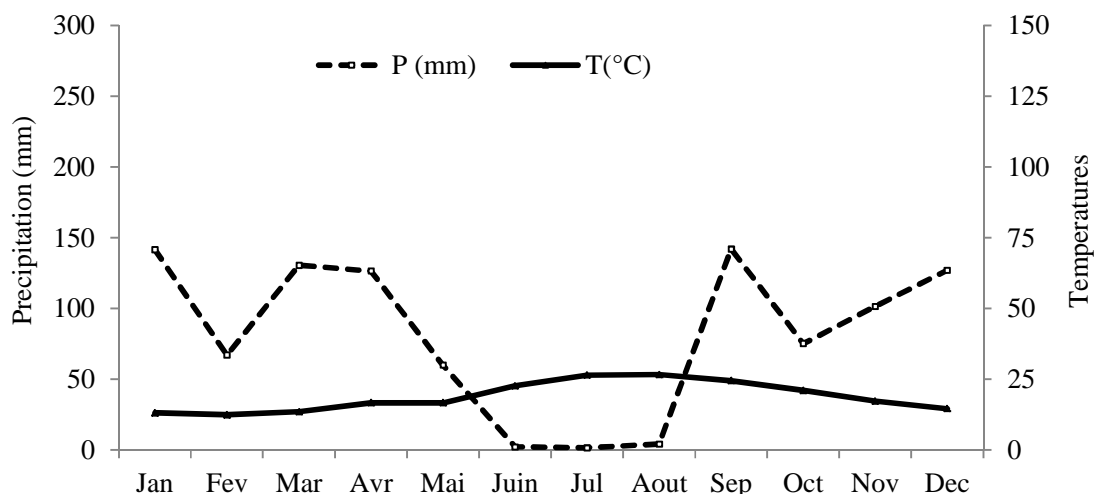


Figure 15 : Diagramme ombrothermique de Bagnols-Gaussen ($P=2T$) pour la région de Skikda des années 2008 et 2009 (Maatallah, 2011).

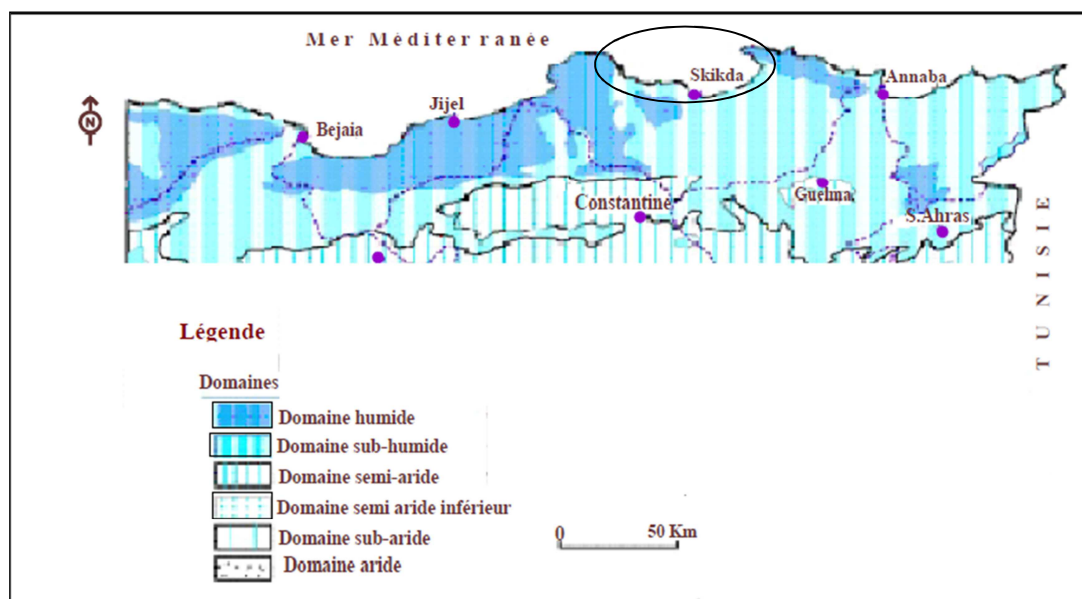


Figure 16 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques du littoral nord est Algérien (Côte, 1998).

1.4.7.2. La température.

La température est un facteur climatique beaucoup plus régulier que les précipitations. La température ambiante connaît des augmentations progressives à partir du mois d'avril jusqu'au mois de septembre, et commence à baisser à partir du mois d'octobre (Tab. 14). En

été, la température maximale peut atteindre 30,3°C durant les mois de juillet et août 2009. Ces 2 mois offrent les températures moyennes les plus élevées en 2008 et 2009.

Tableau 14 : Les températures de l'air (Minima et Maxima) de la période d'étude 2008 et 2009.

Période	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
Min (2008)	9,2	9,1	9,8	13,1	16,2	18,8	22,7	22,8	22,5	17,6	12,2	9,2
Max (2008)	17,5	17,5	17,5	22	23,4	25,6	29,6	30,1	28,4	24,8	20,5	16,7
Amplitude	8,3	8,4	7,7	8,9	7,2	6,8	6,9	7,3	5,9	7,2	8,3	7,5
Min (2009)	9	7,2	9	12	16,7	18,9	23	23,1	20,2	17	13,5	12,2
Max (2009)	16,4	15,9	17,5	19,4	25,3	27,3	30,3	30,3	27,5	24,5	22,6	19,9
Amplitude	7,4	8,7	8,5	7,4	8,6	8,4	7,3	7,2	7,3	7,5	9,1	7,7

(Source Station de port deSkikda).

La température moyenne mensuelle est supérieure à 20°C pendant 5 mois au cours des 2 années (de juin à octobre). Le mois de septembre est toujours plus chaud que celui de juin (0,8°C à 2,8°C en moyenne). Au cours de cette période d'étude, 2008 et 2009, la température maximale du mois le plus chaud est enregistrée en juillet et août (respectivement de 30,1°C et 30,3°C). A l'échelle mensuelle, le mois le plus froid est février avec une moyenne de 11,5°C en 2009. En 2008, la température moyenne du mois le plus froid est mesuré en décembre (13°C). La température moyenne minimale pour les deux années d'étude est inférieure à 10°C pendant 3 mois (janvier, février et mars).

Tableau 15 : Représentation des températures moyennes annuelles de l'air de 2008 et 2009.

(Source Station de port deSkikda).

Période	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
Moyenne (2008)	13,4	13,3	13,7	17,6	19,8	22,2	26,2	26,5	25	21,2	16,4	13
Moyenne (2009)	12,7	11,5	13,3	15,7	13,5	23,1	26,7	26,7	23,9	20,8	18,1	16,1

L'écart thermique moyen entre les températures maximales et les températures minimales est de 9,1°C (Tab. 15). Ceci témoigne d'un climat littoral tempéré. Les températures moyennes annuelles de 2008 et 2009 sont respectivement de 19,03°C et 18,5°C. Le mois le plus chaud est août avec respectivement 26,5°C et 26,7°C en 2008 et 2009. Les étés sont très

chauds, les maxima moyens sont supérieurs à 30°C. Les hivers sont doux. Les minima moyens se situent entre 7,2°C et 9,1°C.

1.4.7.3. Le régime pluviométrique.

Musset (1935) (: in Chaabane 1993) introduit la notion du régime saisonnier. Elle consiste à additionner les précipitations par saison et à effectuer le classement saisonnier par ordre de pluviosité décroissante en désignant chaque saison par son initiale. Les totaux pluviométriques par saison sont résumés dans le tableau 16 et figure 17.

En 2008 et 2009, la hauteur moyenne annuelle des précipitations est de l'ordre 787,6mm à 1170,1mm respectivement en 2008 et 2009 (Service météorologique du port mixte, 2011). Des précipitations à minimum estival pour les deux années. C'est un régime des précipitations méditerranéen avec un minimum d'été en juillet-août ($P_{min}=1,3mm$). En 2008, les précipitations mensuelles d'août le mois le plus sec sont minimales et de 0,3mm) alors qu'en 2009, la hauteur des pluies du même mois est de 8mm. En 2008, Le mois le plus arrosé est mars ($P_{max}=171mm$). En 2009, le mois le plus humide est janvier ($P_{max}=251mm$). Les moyennes mensuelles permettent de mettre en évidence 3 saisons pluvieuses s'étalant sur l'hiver, l'automne et le printemps. Les régimes saisonniers pluviométriques, des 2 périodes d'étude en 2008 et 2009, montrent des variations considérables d'une année à l'autre. Ainsi la répartition des pluies au cours de l'année 2008, est du type **PAHE**, en revanche, le schéma est différent (**HAPE**) en 2009. Les mois de juin, juillet et août ne sont pas totalement secs au cours de la période d'étude. En 2008, le printemps est très pluvieux avec une moyenne de 377 mm. L'automne enregistre un apport de pluie moins important que l'hiver (232mm). L'hiver 2009 est très pluvieux (498mm). En automne, les pluies sont assez importantes avec un pourcentage annuel de 34,64%. L'apport annuel est pratiquement uniformément réparti sur les 3 saisons. Entre l'été 2008 et 2009, il y'a une légère différence des apports pluviométriques, qui est respectivement de 5,6mm et 10mm.

Tableau 16 : Le régime pluviométrique de la zone d'étude de 2008 et 2009.

Saisons	2008	2008 (%)	2009	2009 (%)
Hiver	173 mm	21,97%	498	42,56%
Printemps	377 mm	47,87%	256,8	21,95%
Eté	5,6 mm	0,71%	10	0,85%
Automne	232 mm	29,46%	405,3	34,64%
Total	787,6 mm	100,00%	1170,1	100,00%
Régime	PAHE		HAPE	

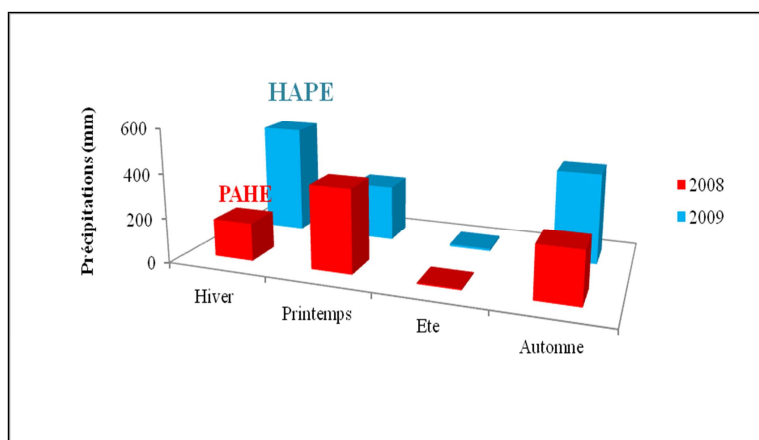


Figure 17 : Régime saisonnier pluviométrique de la région d'étude durant la période 2008-2009 (Maatallah, 2011).

En 2008, le régime saisonnier est apparu différent du mode classique (maximum pluviométrique hivernal). Le printemps accuse la plus forte pluviométrie (47,87% de la pluviométrie annuelle). Le second maximum est attribué à l'automne (régime saisonnier de type PAHE). En revanche en 2009, cette analyse révèle que la zone d'étude avec un régime classique à maximum pluviométrique centré sur la saison hivernale et fournissant 42,56% des précipitations annuelles. Les pluies sont concentrées entre les mois de décembre et de janvier.

Le mois le plus arrosé est celui de janvier avec 251mm de précipitations et le mois le plus sec celui de juillet avec 2mm de précipitation L'automne est la seconde saison pluvieuse de cette année (régime saisonnier de type HAPE). La pluviométrie estivale a représenté de 0,71% à 0,85% (respectivement 2008 et 2009).

Belloum (1993) signale que les pluies qui tombent en Algérie sont pour la plupart d'origine orographique et la tranche annuelle augmente dans une région donnée avec l'altitude.

Sur la carte pluviométrique réalisée au 1/500.000, Skikda est parmi les régions les plus arrosées en Algérie (Fig. 18).

Seltzer (1937) note une décroissance des pluies du nord vers le sud et de l'est vers l'ouest (selon la longitude).

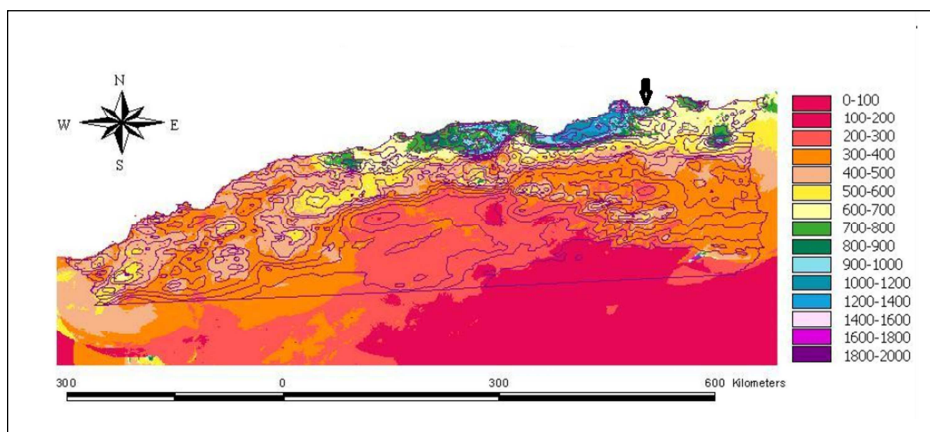


Figure 18 : Localisation de Skikda sur la carte pluviométrique annuelle de l'Algérie carte établie sous l'autorité scientifique du *Pr. Laborde* (basée sur 470 postes période 1922-1960/1969-1989) (Source thèse d'état de *Meddour, 2010*). ⚓ Zone d'étude Skikda.

1.4.7.4. L'humidité relative.

L'humidité relative à l'échelle annuelle varie faiblement ainsi les valeurs moyennes dépassent 70%. Elle augmente considérablement pendant les mois froids. En effet, les valeurs les plus importantes sont de 76% au mois de janvier 2008 et 2009. Toutefois, l'humidité relative dépend surtout de la température, et de la continentalité, et par conséquent de l'influence directe de la mer.

Les moyennes annuelles de l'humidité relative en pourcentage sont illustrées dans la figure 19. Dans la région de Skikda, les périodes très humides sont longues. L'humidité relative peut diminuer mais elle ne peut dépasser 62% ainsi le faible pourcentage est relevé au mois de juin 2008, il est de 63%.

Les températures moyennes variant de 13°C jusqu'à 26,5°C au mois de juillet 2008. En 2009, le maximum atteint est de 26,7°C aux mois de juillet et août, elle diminue par la suite peu à peu. Les valeurs de l'humidité relative sont maximales, le pic le plus important est 76% en janvier et mai 2008, la faible valeur est de 63% au mois de juin. Concernant 2009, le maximum de l'humidité relative de l'air est le même qu'en 2008, au mois de janvier (76%),

elle descend à 64% au mois de novembre (à l'inverse de la température) pour s'élever à nouveau d'une valeur de 65% en décembre.

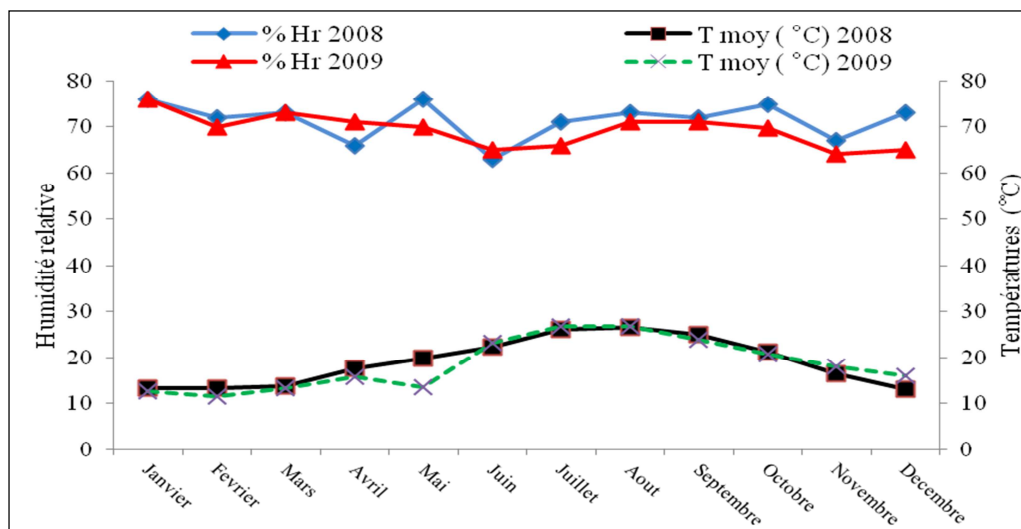


Figure 19 : Evolution de la température et l'humidité relative durant la période d'étude (2008-2009) (Maatallah, 2011).

1.4.7.5. La vitesse du vent.

Le vent est un agent morphodynamique, il joue un rôle stratégique dans l'érosion littorale. La côte de Skikda se caractérise effectivement par une grande ouverture aux vents dominants pouvant largement dépasser les 120 Km/h (LEM, 1996). Il existe deux périodes distinctes pour les vents soufflants sur la côte de Skikda. L'une hivernale et s'étend de novembre à mars avec des vents fréquents, de direction ouest et nord-ouest, l'autre estival s'étalant d'avril à septembre, avec des vents fréquents de direction est à nord-est (SSMO in LEM, 1996). Les vents les plus forts interviennent vers août, septembre, octobre et atteignent 7 m/s. La majorité de ces vents ont des faibles vitesses (LEM, 1996). Les vitesses mensuelles des vents durant notre période d'étude sont généralement modérées, avec une vitesse presque toujours inférieure ou égale à 5m/s.

Les vents typiques des phénomènes locaux sont compris dans la classe de vitesse de 1 à 5m/s et ont pour direction privilégiée les secteurs de nord-est à nord pour la brise de mer et de sud à sud-ouest pour la brise de terre. Les vents caractérisant les échelles synoptiques ou régionales et pour toutes classes de vitesses sont généralement de nord-ouest/ouest/ sud-ouest/sud. Les vents les plus forts pour les différentes classes de vitesses. Les flux du sud à sud-

ouest sont généralement liés aux dépressions sahariennes ou aux perturbations (à l'avant des limites de masses d'air).

1.4.8. Les facteurs anthropiques.

1.4.8.1. La population.

La ville de Skikda toute seule abrite près de 20 % de la population totale. En 1987, la population urbaine des communes littorales de Skikda était de 175370 habitants. Avec un taux d'urbanisation de 60,71%, elle représentait 66,2% de la population urbaine de la wilaya (Tab. 17). C'est la commune la plus peuplée et la plus dense 27778,9 habitant /Km² de la wilaya. Elle constitue le chef-lieu de la Wilaya et le principal centre économique et urbain. En 1998, la population évaluée à 409897 habitants est passée à 516617 habitants en 2008 avec un taux d'accroissement croissance de 2,37%.

Tableau 17 : Evolution de la population agglomérée et totale de la wilaya de Skikda à travers les 3 derniers RGPH.

Année	Population agglomération	Population totale	% population agglomération
1987	175370	622 510	65,22
1998	409897	786155	75,5
2008	516617	898680	80,37

(Source : Recensement Général et de l'Habitat, 2008).

Dans la zone littorale, la population urbaine s'élève à 409897 habitants en 1998. Elle représente ainsi 59,6% de la population totale. La région littorale dépasse ainsi largement le taux moyen de sa wilaya qui est de 52,14% et se situe autour du taux moyen national, évalué à 58,3%. C'est la commune la plus peuplée et la plus dense (27778,9 habitant /Km²) de la wilaya. L'évolution des populations des deux communes d'étude est illustrée dans la figure 20.

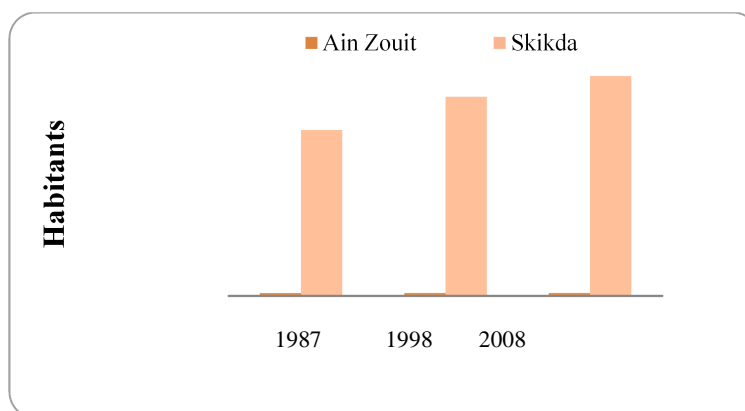


Figure 20 : Evolution de la population totale dans les 2 communes d'étude.

1.4.8.2. Les industries.

Le pôle industriel de Skikda, d'importance nationale, est dominé par le complexe pétrochimique avec des infrastructures diverses et des complexes spécialisés dans le traitement du gaz naturel et du pétrole. Elle est créée par le décret 84/35 du 3 mars 1984 relatif à l'administration des zones industrielles. Elle s'étend sur 1270 hectares, dont 388 hectares sont réservés au développement de projets futurs, Situé à 2 km de la ville de Skikda, séparé par le Mont Mouadher. Le site regroupe deux grandes catégories d'activité dans le pôle industriel de Skikda à savoir :

- **Les industries chimiques** : qui fabriquent ou utilisent des produits chimiques (ENIP, CP1K, POLYMED).
- **Les industries pétrolières ou (pétrochimiques)** : qui produisent, transforment ou stockent l'ensemble des dérivés du pétrole et du gaz : fabrication des essences, Stockage et distribution à l'exemple des raffineries, GNL). La Sonatrach comprend 11 unités (Tab. 18). Il existe également des industries dont l'importance économique est considérable.

Nous citons la cimenterie de Hjar Essoud, le Complexe Mercurial d'Azzaba et Lenamarbre. Quelques autres unités réparties à travers le territoire sont l'unité de transformation et de fabrication des pâtes alimentaires, les conserveries de tomates et lénajuc et l'unité d'emballage métallique et de récupération (Tab. 19).

Tableau 18 : Surface des Unités industrielles implantées sur le pôle des hydrocarbures (*Saker, 2007*).

Unités	Superficies occupée (ha)
Complexe GL1/K : Le complexe de liquéfaction du gaz naturel	111,59
Complexe RA1/K : complexe de raffinage	186,58
Complexe CP1/K : Le complexe des matières plastiques	52
C T E: La centrale thermoélectronique	10,21
E N G I: L'entreprise nationale des gaz industriels	3,84
U T E L'unité de transport par canalisation des hydrocarbures + GCB	103
P E H D + Laboratoire	46
F I R	3,7
EGZIK	6,7
SOMIK	7,96

Tableau 19 : Les principales unités industrielles implantées dans la wilaya de Skikda (*Saker, 2007*).

Unités industrielles : Source de pollution	Superficie occupée (ha)	Pollution générée
Complexe des matières plastique (CP1/K)	52	-L'unité chlore-soude génère une pollution importante des eaux. - L'eau de javel (contaminé par le mercure) non commercialisée, déversée directement à la mer. - Les eaux du CP1/K peuvent contenir d'autres éléments toxiques tels que:Phénols, les acides et les bases et les huiles.
Unité de transport de l'Est (U. T.E).	95,7	Pollution des eaux par les hydrocarbures, rejet actuel 25 mg/l.
Complexe de liquéfaction GNL.	111,59	Pollution des eaux par les hydrocarbures. Les acides et les bases morpholine, hydrazine.
Centrale thermique.	9,8	Eaux acides et basique.
ENA marbre.		Matières en suspension, poussières de marbre 40 mg/l
ENAJUC Ramdane Djamel.	-	Le nettoyage et l'entretien des machines se fait à l'aide de sonde caustique, le rejet d'eau basique se fait vers l'O. Saf saf.

1.4.8.3. Les activités portuaires.

La commune de Skikda dispose de 3 ports.

- Le Nouveau port des hydrocarbures est le prolongement naturel de la zone industrielle.
- Le Port mixte hydrocarbures /marchandises/ passagers a une superficie de 19 ha est bordé du côté de la ville par des quais d'une longueur de 1625m.
- Le Port de pêche de Stora.

1.4.8.4. La pollution.

Le littoral de Skikda correspond aux "points chauds"(PNUE, 1999) qui réunissent simultanément une surcharge démographique, une concentration urbaine et industrielle (*PAS BIO Algérie, 2002*). Un problème majeur se pose actuellement concerne le rejet des boues de dragage des ports principaux d'Algérie (Alger, Oran, Skikda et Annaba) (*Cadastre, 2004*). L'autre grande source de pollution du littoral de Skikda est le rejet des eaux usées, 29 points de rejets en mer dont 5 sont recensés dans notre zone d'étude (Fig. 21).

- Rejet l'îlot (Mouadher),
- Rejet la Marinelle,
- Rejet SNTF,
- Rejet Beni Malek,

- Rejet de Stora.

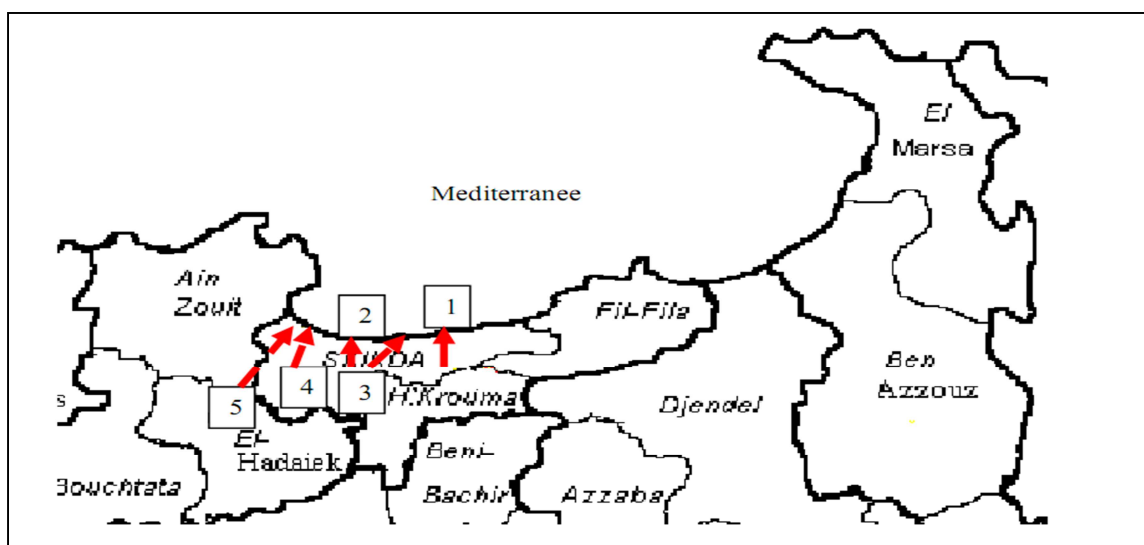


Figure 21 : Schéma des différents points de rejets des eaux usées urbaines du tronçon d'étude. (Source Cadastre, 2004, modifiée, 2011).

Les rejets : 1-Îlot des chèvres (Tunnel de Mouadher) ; 2-Marinelle ; 3-Rejet de SNTV ; 4-Béni Malek-5- Stora.

Les rejets des eaux usées existent et se font vers oued Saf saf ainsi que son effluent oued Zeramna. D'autres oueds existent tels que oued Marhoum, oued Béni Malek, oued El Ouahch, oued Griva et oued Kantara (Cadastre, 2004).

Dans la commune d'Ain Zouit, les eaux usées collectées se déversent dans une zone montagneuse loin des agglomérations du littoral par conséquent la pollution liée aux rejets des eaux usées urbaines et la pollution industrielle sont considérées inexistantes.

1.4.8.5. Les sources de pollution.

Trois types de pollution affectent essentiellement la zone côtière de Skikda :

- Pollution d'origine urbaine : liée aux rejets d'eaux usées urbaines.
- Pollution d'origine industrielle provenant des rejets des différentes unités industrielles. La zone industrielle de Skikda est classée à plus fort risque majeur. Ceci est la conséquence de la nature des activités industrielles et des quantités des produits à risque

utilisés (gaz naturel, pétrole, produits raffinés, substances chimiques): explosifs et inflammables (*MED POL / MED PAS, 2005*).

Les rejets liquides sont en nombre de 3 qui se font vers la mer et 4 autres vers l'oued Saf saf avant d'arriver vers la mer (Tab. 20). Les effluents chargés de polluants bactériologiques et organiques sont caractérisés par des températures élevées (pollution thermique) ce qui conduit à l'épuisement de l'O₂ dissous.

Certaines unités comme le CPIK évacuent les eaux usées par 2 points de rejets l'un directement à la mer, l'autre par le biais de l'Oued Saf saf puis vers la mer avec des teneurs élevée en phénols de l'ordre de 5,6mg/l et contiennent des produits classés hautement toxiques tels que la morpholine¹⁵ et la monoethanolamine¹⁶

Egalement les eaux rejetées par ce complexe sont les eaux issues des unités de productions, des sanitaires et du laboratoire. Une teneur en hydrocarbures importante s'échelonnent de 3,36g/l et une teneur en O₂ dissous de l'ordre de 1,5mg/l (*Cadastre, 2004*). Dans la majorité des cas, les déchets liquides des centres urbains côtiers, se font en mer sans traitement préalable. La forte concentration de la population sur la bande côtière explique le volume important des eaux usées rejetées directement à la mer, le plus souvent sans traitement, particulièrement aux alentours des grandes concentrations urbaines et industrielles. Les eaux de ruissellement urbaines et les eaux de lessivage des terrains agricoles (traités au moyen d'engrais chimiques et pesticides), sans oublier l'apport considérable des eaux usées mixtes (eaux urbaines mélangées aux effluents industriels) (*Cadastre, 2004*).

Ce complexe pétrochimique est le générateur principal d'une pollution atmosphérique à travers une torche où sont brûlés des gaz. Aucune donnée sur la quantité, la composition et la concentration de ces gaz. La fumée noire dégagée de la cheminée se dirige dans la direction des vents dominants de nord-est. En plus, le rejet gazeux est caractérisé par l'émission de la vapeur d'eau (17%), CO₂ (7,5%), O₂ (3%), N₂ (7,7%), H₂S et les chlorures en traces.

Concernant les rejets solides, de l'entreprise ENAMARBRE, augmentent la turbidité et entraînent une diminution de la pénétration de la lumière affectant ainsi la production primaire (*Cadastre, 2004*).

¹⁵Hétérocycle saturé porteur d'une fonction éther et d'une fonction amine secondaire.

¹⁶Amine Primaire et un alcool primaire. Liquide toxique, inflammable, corrosif, incolore et visqueux; son odeur est similaire à celle de l'ammoniac.

Tableau 20 : Récapitulatif des rejets d'hydrocarbures et substances chimiques dans les eaux littorales de Skikda (*Source Cadastre, 2004*).

Rejets d'Hydrocarbures, substances chimiques	Quantités estimées	Date	Lieu (port, eaux côtières, haute mer)
Mazout et Gaz Oil	72,5 t	11/01/1995	Eaux côtières El Marsa
Pétrole brut	16 200 t	01/09/1995	Eaux côtières Larbi Ben Mhidi
Huiles usagées	300 L	17/01/1996	Poste de chargement l'ancien port de Skikda.
Fuel	Non estimée	22/02/1997	Nouveau port poste 1
Hydrocarbures lourds	Nappe d'hydrocarbures sur une superficie de 210 000 m ²	05/04/1997	Eaux côtières de Ben Mhidi
Fuel Oil	200 L	12/04/1997	Poste 1 nouveau port
Pétrole brut	Quantité importante (non estimée)	03/07/1997	Eaux côtières de Ben Mhidi
Pétrole brut	8 m ³	12/10/1997	Nouveau port de Skikda
Fuel lourd	Quantité minime	05/02/2003	Plage de Larbi Ben Mhidi
Fuel	Quantité minime	08/02/2003	Plage de Larbi Ben Mhidi
Produits pétroliers	Quantité minime	26/03/2003	Ancien port de Skikda

- La pollution liée au trafic pétrolier et aux accidents maritimes : les navires pétroliers génèrent deux types de pollution :
 - Une pollution causée par les ordures ménagères issues de la cuisine.
 - Une pollution causée par l'hydrocarbure et les huiles de graissage
 - Les dégazages recouvrent en fait 2 types de rejets en mer : des *sludges* et des *slops*.

Ces rejets sont soumis à une réglementation très stricte (convention de Londres du 2 novembre 1973, modifiée par le protocole de 1978, dite *MARPOL 73-78*).

Compte tenu des études menées sur le littoral de Skikda, la banque des données du littoral de Skikda en matière de biodiversité aquatique et bioindicateurs de pollution est très pauvre ? Les données sur la diversité biologique du substrat rocheux, biotopes disponibles pour les espèces de la biocénose régionale, bases de données taxinomiques ainsi que la pollution et de la présence de polluants sont incomplètes et très parcellaires. Ce littoral doit faire l'objet d'études écologiques approfondies, des inventaires sur le terrain essentiellement qualitatifs : inventaire et observation sur le terrain et au laboratoire des divers peuplements et identification des organismes de la faune et de la flore caractéristiques des habitats littoraux rocheux de la région.

Matériels et méthodes.

2. Matériels et Méthodes.

2.1. Stratégie d'échantillonnage.

L'objectif d'une stratégie d'échantillonnage est de parvenir, à travers un plan de prélèvement, à une appréciation possible des paramètres étudiés et de leur variabilité en considérant les connaissances préalables du milieu et les contraintes logistiques (Blanchet, 2004). À notre connaissance, très peu de données tant quantitatives que qualitatives sur la richesse faunistique-floristique concernent le littoral rocheux du golfe de Skikda et les niveaux de pollution de ces eaux de surface marine. Une pré-étude était nécessaire pour le bon choix et la localisation des stations (Frontier, 1983) (Tab. 21). Elle répond à 4 objectifs :

- 1. Effectuer un balayage précis des peuplements caractéristiques (les plus communs) du littoral rocheux supra et médiolittoral (Faune et Flore).**
- 2. Effectuer une étude écologique et taxinomique des espèces inventoriées du genre *Patella* et déterminer celles qui sont les plus abondantes et leur relation avec les paramètres du milieu (Température, pH).**
- 3. Etudier les différentes stations, de manière à pouvoir opérer des comparaisons spatio-temporelles de la distribution d'abondance du taxon *Patella rustica* et de son indice de condition.**
- 4. Déterminer les teneurs de polluants métalliques, des HCT et des paramètres physicochimiques (T°C, pH, salinité et O₂ dissous) dans les eaux de surface pour identifier les sources de pollution des 12 stations du golfe de Skikda à savoir: la plage de Saf saf, l'îlot, plage les chevaux, plage château vert, plage marquette, plage militaire, arrière port de Stora, plage mollo, plage Miramare, une crique près de Miramare, plage la Carrière et plage le Ravin des lions.**

Dans le suivi principal, nous effectuons le dosage de 5 métaux dans la totalité de l'organisme de *P.rustica*. Cette espèce est prélevée de 3 stations du golfe de Skikda (Tab. 22). Nous évaluons 2 facteurs abiotiques : pH et température.

Tableau 21 : Paramètres considérés pour le suivi préliminaire.

Matrices	Paramètres physicochimiques	Indices écologiques du peuplement des patelles.
Eau de mer	Température, pH, Salinité, O ₂ dissous.	Abondance
	Métaux lourds	Indice de Shannon-Weaver
	Cadmium	Richesse spécifique
	Plomb	Equitabilité (Indice de Pielou)
	Cuivre	Indice de condition
	Zinc	
	Fer	
	Nickel	
	Chrome	
	Manganèse	
	Mercure	
	Hydrocarbures totaux	

Tableau 22 : Paramètres considérés pour le suivi principal.

Paramètres physicochimiques dans l'eau de mer.	ETM dans Organisme entier (<i>in toto</i>).
Température- pH	Cadmium
	Plomb
	Cuivre
	Zinc
	Nickel

2.1.1. Présentation des stations d'échantillonnage.

Le positionnement des stations est réalisé par un système GPS (Global Positionning System). A cet effet la zone d'étude est scindée en 3 secteurs (S):

Le tableau 23 indique les différents rejets caractérisant la zone d'étude pour chaque station, le code de la station, le premier caractère renvoie au secteur, la répartition géographique à proximité des sources ponctuelles de pollution et les points rejets. La majorité des stations est localisée près des exécutoires des oueds (S1 st.1, S2 st.1, S2 st.2,...).

Le 1^{er} (S1) avec les st. 1 et 2 concerne la petite zone industrielle englobant le nouveau port à 5 km à l'Est de Skikda est fortement aménagé, il abrite plusieurs plateformes industrielles comme la centrale électrique (CET) et le complexe de gaz naturel liquéfié (GNL).

Le 2^{ème} (S2) englobe les st. 1, 2, 3 et 4 est directement juxtaposé à l'ancien port dit port mixte à 3 Km à l'Est de Stora. Plusieurs exutoires existent : Oued Béni Malek et Oued Griva.

Le 3^{ème} (S3) s'étend du port de Stora st.1 jusqu'à la plage ravin des lions st.6.

Tableau 23 : Positionnement GPS des stations de prélèvements, appellation et caractéristiques des 12 stations d'étude.

Secteurs	Code	Stations	Longitude	Latitude	Points de rejets
Secteur 1	S1 st.1	Plage Saf saf	6° 55'37"E	36° 52'57" N	L'embouchure de l'O. Saf saf et son effluent Zeramna collectent toutes les eaux usées domestiques et industrielles. L'O. mahsene qui se situe un peu plus à l'ouest de l'O. Saf saf et de l'ancien port.
	S1 st.2	Îlot des chèvres	6° 55' 24"E	36° 53'42" N	Emissaire des eaux usées domestiques et médicales (rejet du tunnel ou du mont Mouadher).
Secteur 2	S2 st.1	Plage des chevaux	6° 53'53"E	36° 53'37" N	Eaux usées des habitations éliminées par O. Béni Malek et du port mixte.
	S2 st.2	Plage château vert	6° 53'17"E	36° 53'43" N	2 points de rejets : des habitations et restaurants.
	S2 st.3	Plage Marquette	6° 53'90"E	36° 53'90" N	3 points de rejets : habitations-restaurant.
	S2 st.4	Plage Militaire	6° 52'04"E	36° 53'93" N	Rejet de la cité Loukil par O. Kantara.
Secteur 3	S3 st.1	Port de Stora	6° 52'83"E	36° 54'47" N	Points de rejet à l'entrée du village et au port.
	S3 st.2	Plage Mollo	6° 52'50"E	36° 54'24" N	Rejet au niveau du phare et des habitations.
	S3 st.3	Plage Miramare	6° 52'41"E	36° 54'93" N	Pas de rejets signalés.
	S3 st.4	Plage près de Miramare	6° 52'23"E	36° 54'24" N	Pas de rejets signalés.
	S3 st.5	Plage Carrière	6° 52'21"E	36° 54'11" N	2 points de rejets : habitations et restaurant.
	S3 st.6	Ravin des lions	6° 52'09"E	36° 54'84" N	Pas de rejets signalés.

La présence de 3 ports favorise la pollution et la dégradation de cette baie. Ce travail consiste à déterminer le gradient de pollution du littoral d'étude comprenant ces 3 points chauds (P1= port de Stora ; P2 = ancien port et P3= nouveau port) (Tab. 24).

Tableau 24 : Les 3 points chauds de la zone d'étude et les différents rejets caractéristiques.

Secteurs	Points chauds	Stations	Principaux rejets
S3	Port de stora (P1)	S3 st.1	Rejet R1 Phare de Stora rejette ses eaux usées en 2 points (vers le port), Rejets R2 et R3 rejet vers l'O. Kentara après une décantation dans un bassin (situé au Sud de la voie CW29 a proximité de l'agglomération), Rejets urbains au sein même du port, Rejets opérationnels (rejets des eaux de lavage de ballastes, des chalutiers et des sardiniers) et des accidentels (fuite et échouage).
S2	Ancien port (P2)	S2 st.1	Rejet de matière en suspension et détergents (Avant-port), Rejet R1 d'eaux domestiques (Darse de pêche), Rejets R2 et R3 d'eaux usées domestiques et pluviales de la zone portuaire (quai a marchandises), Rejets R4 d'eau de la station de déballastage (Quai Sud).
S1	Nouveau port (P3)	S1 st.1	Rejets R1, R2 et R3 des eaux usées mixtes qui se déversent à proximité de l'O. Saf saf, Rejets R4 et R5 des eaux usées qui se déversent à la plage Ben M'Hidi (à l'Est du port).

(Cadastre, 2004)

Les stations (S1 st.1, S2 st.1 et S3 st.1) sont à la proximité des 3 points chauds et sont respectivement le nouveau port de Skikda (localisé entre l'embouchure de l'O. Saf saf et la cité Larbi Ben M'hidi à 5 km à l'Est de Skikda (06°57'20" E, 36°53'44" N), l'ancien port ou port mixte (06°54'30"E, 36° 53'20"N) situé à 3 km de la baie de Stora et le port de pêche de Stora (06°52'83"E, 36°54'45"N).

Au total, 12 stations sont échantillonnées entre septembre 2008 et août 2009, réparties entre 3 secteurs (S1, S2 et S3) : 3 stations portuaires et 9 stations plage de baignade (Fig. 22, tab. 25).

Le choix des sites est basé sur les critères suivants :

- Facilite d'accès.
- Situés à proximité des rejets industriels et anthropiques.
- Zones rocailleuses riches en patelles et collecte facile.

- Embouchure de rivière des oueds Saf saf et Béni Malek (respectivement plage Saf saf et plage des chevaux).

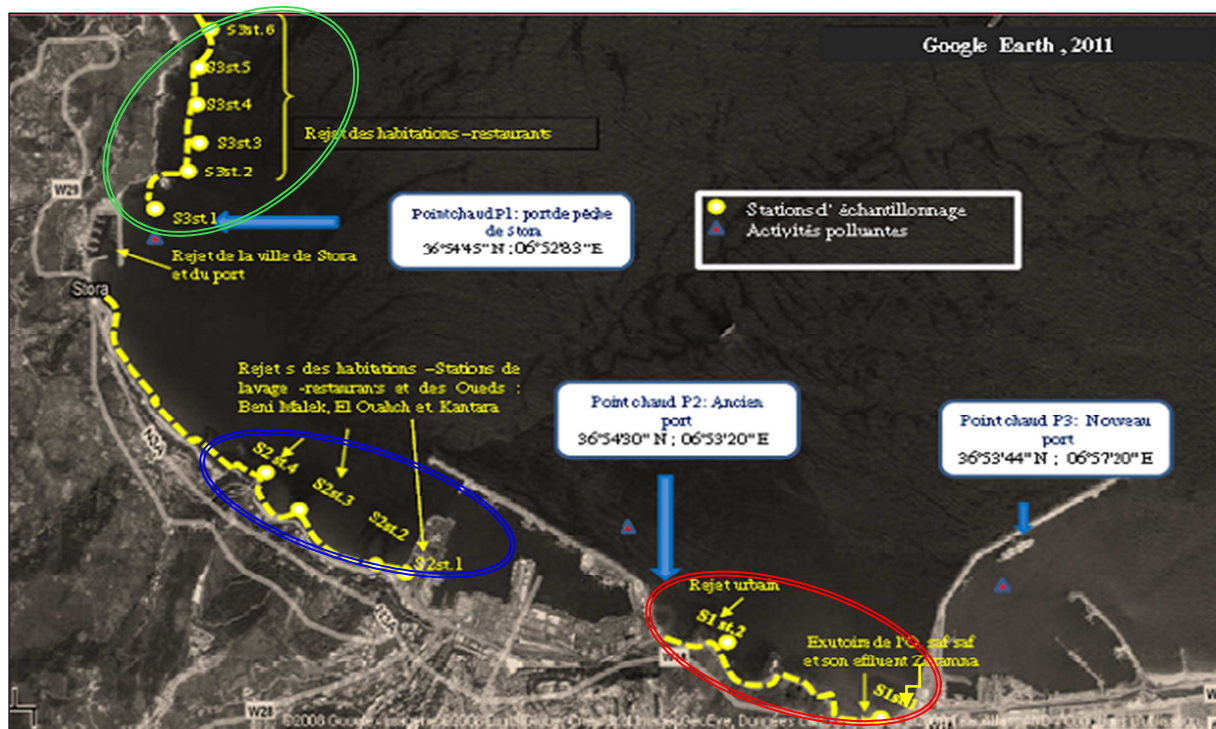


Figure 22 : Localisation par photo satellite des 12 points de prélèvement de la période d'étude (*Digital global 2011, modifiée*).

Tableau 25 : Liste des stations d'étude des 2 suivis préliminaire et principal.

Stations	Statut	Causes d'interdiction	Longueur
Embouchure O. Saf saf	Interdite	Pollution	300 m
Îlot des chèvres	Interdite	Pollution	200 m
Plage des chevaux	Interdite	Pollution	300 m
Château vert	Autorisée	-	400 m
Plage Marquette	Autorisée	-	200 m
Plage Militaire	Autorisée	-	100 m
Arrière Port de Stora	-	-	-
Plage mollo	Autorisée	-	200 m
Plage Miramare	Autorisée	-	200 m
Plage près de Miramare	Autorisée	-	-
Plage la Carrière	Autorisée	-	-
Plage Ravin des lions	Interdite	Terrain accidenté	200 m

2.1.1.1. Plage Saf saf (S1 st.1).

Elle est située à l'ouest du nouveau port orienté essentiellement vers le trafic du pétrole brut, des hydrocarbures raffinés liquide et gazeux liquéfiés. Dans cette station se déverse directement l'oued Saf saf et son effluent Zeramna. Elle est composée essentiellement de récifs barrières en géotextiles, de sable moyen et s'étend sur une longueur de 200 m avec une largeur moyenne de 30 m. Elle se situe à la proximité du complexe pétrochimique (Fig. 23). Elle reçoit les eaux usées de plusieurs unités (GNL, CPIK,...). Le choix de ce site permet d'apprécier le degré de contamination due à l'industrialisation.



Figure 23: S1 st.1: Plage Saf saf.

2.1.1.2. L'îlot des chèvres (S1 st.2) (Fig. 24).

Des récifs barrières en géotextiles caractérisent également cette station. Le rejet du tunnel de Mouadher (émissaire urbain principal de la ville) et plusieurs égouts municipaux déversent des eaux usées domestiques et médicale directement en pleine mer.

On signale également que l'évacuation des effluents de l'hôpital de la ville par les égouts s'effectue par cet émissaire en mer. Le choix de cette station rend compte de l'impact des rejets urbains de la ville.



Figure 24 : S1 st.2: plage l'ilot: Îlot des chèvres.

2.1.1.3. Plage des chevaux (S2 st.1).

Les sources de cette pollution sont à la fois les déversements d'égouts superficiels, l'embouchure de l'oued Béni Malek et les rejets des hydrocarbures dû au trafic portuaire ; de l'ancien port ou du port mixte permettant le transit des marchandises et des hydrocarbures (Fig. 25).



Figure 25 : S2 st.1: La jetée du port: plage des chevaux.

2.1.1.4. Plage Château Vert (S2 st.2) (Fig. 26).

La plage Château vert est une plage à sable moyen, elle s'étend sur une longueur de 400 m et une largeur moyenne de 15m. Elle est située à l'Ouest du port mixte de Skikda. Elle se caractérise par l'existence des points de rejets des habitations et de la restauration.

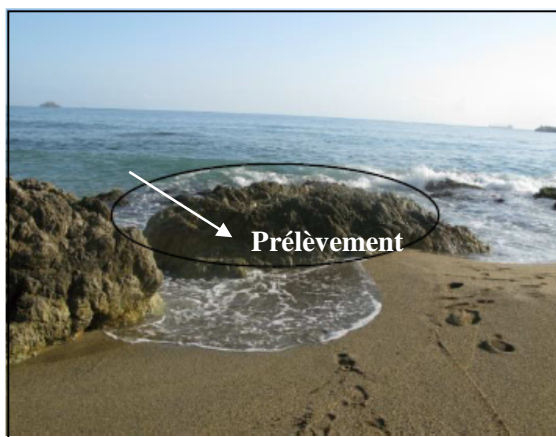


Figure 26 : S2 st.2 plage chateau vert.

2.1.1.5. Plage Marquette (S2 st.3).

C'est une étendue de sable fin, d'une longueur approximativement de 200 m. On note la présence de conduits superficiels des eaux provenant des habitations et des restaurants et des ordures ménagères (Fig. 27).



Figure 27 : S2 st.3: Plage marquette.

2.1.1.6. Plage Militaire (S2 st.4).

Cette côte à sable fin est rectiligne et s'étend sur une longueur de 300 m et une largeur moyenne de 10m (Fig. 28).



Figure 28: S2 st.4: plage Militaire.

2.1.1.7. Arrière port de Stora (S3 st.1).

Au niveau de l'agglomération de Stora distante de 4 km du centre-ville de Skikda du côté Ouest, surplombant le port de pêche. Notre étude prend en considération l'arrière port de pêche de Stora (Fig. 29). Il est délimité à l'Est par des blocs en enrochement. Cette région rejette ses eaux usées en 2 points, le 1^{er} se fait directement vers la mer (rejet Stora), le second se fait vers l'oued Kentara.

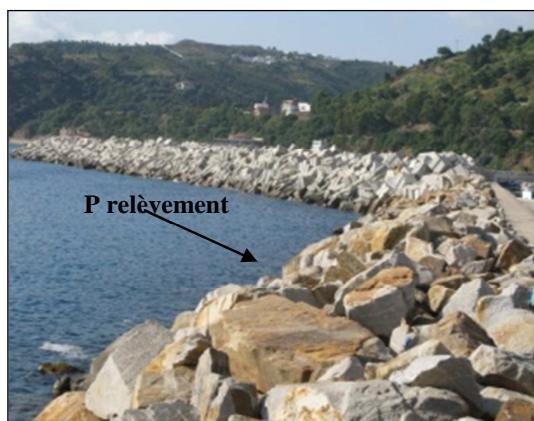


Figure 29 : S3 st.1 : Arrière port de Stora.

Il existe plusieurs rejets individuels le long de la côte. Cette station est soumise à diverses sources de pollutions dont deux importants rejets urbains au sein même du port en plus des eaux de lavage (et parfois de ballastes) des chalutiers et sardiniers. Le golf de Stora reçoit tous les vents du nord-ouest au nord-est, les vents d'ouest sont les plus fréquents. Ils suivent la côte du mois d'octobre à mai. Par contre du mois de mai à septembre, les vents d'est dominant.

2.1.1.8. Plage Mollo (S3 st.2) (Fig. 30).

Elle s'étend sur une longueur de 150 m et une largeur qui n'excède pas 5 m. Elle est située à l'ouest du port de pêche de Stora. Son sédiment est représenté par du sable fin et de quelques galets éparpillés.



Figure 30: S3 st.2: Plage Mollo.

2.1.1.9. Plage Miramare (S3 st.3).

C'est une crique située avant la plage Miramare à quelques dizaines de mètres. Elle est moins fréquentée en raison de son profil accidenté (Fig. 31).



Figure 31 : S3 st.3 : Miramare.

2.1.1.10. Plage près de Miramare (S3 st.4).

La plage Miramare est située à quelques kilomètres à l'ouest de « Mollo » (Fig. 32). Cette plage est très fréquentée en saison estivale ce qui constitue une source éventuelle de pollution. Elle fait 200m de longueur.

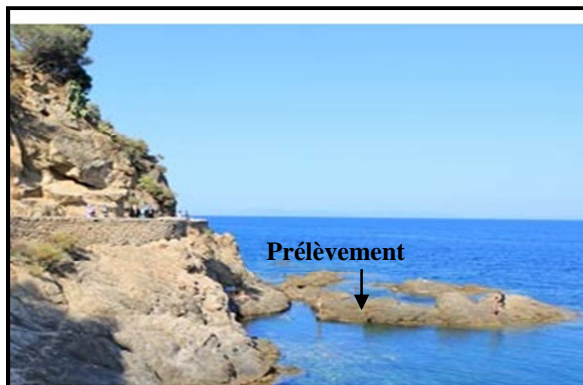


Figure 32 : S3 st.4 : Près de Miramare.

2.1.1.11. Plage carrière (S3 st.5).

La plage Carrière s'étend sur une longueur de 300m. Elle est constituée de galets et de sable. Elle se situe à quelques centaines de mètres de Miramare (Fig. 33).



Figure 33 : S3 st.5 : la Carrière.

2.1.1.12. Station Ravin des lions (S3 st.6) (Fig. 34).

Au niveau de la commune Ain Zouit, la station S3 st.6 est supposée éloignée de toute source de pollution, mise à part la pollution accidentelle occasionnée par le trafic maritime. Il s'agit d'une station de référence pour la présente étude. Cette station se situe à une distance assez éloignée des activités industrielles ($\approx 5,29$ km) et des rejets urbains ou domestiques. C'est une zone rocheuse accidentée à 200m de longueur. La plage est interdite.



Figure 34 : S3 st.6 : Station Ravin des lions.

2.1.2. Suivi de la Structure de la communauté benthique du littoral rocheux.

La méthode de l'échantillonnage systématique donne une image de la structure des populations du biotope rocheux. Cette méthode consiste en des prélèvements à des points connus et repérés d'avance (quadrats et transects) des espaces végétales et animales des estrans rocheux (habitats hétérogènes). La répartition spatiale de communautés étant sous la double influence du niveau d'émersion (visible au travers des différentes ceintures algales) et de l'exposition à l'hydrodynamisme (mode abrité, semi-abrité) (*Grimes, 2003*).

Un tracé de 10m est établi sur l'estran (la ligne de rivage) à l'aide d'un décimètre. Un quadrat de 25cm² délimité par un cadre en bois est posé sur ces tracés au niveau de l'estran. Cette opération est effectuée de façon à couvrir une distance totale de 100 m de côte sur chaque station. La distance entre 2 stations d'échantillonnage est de 50 m à 250 mètres est respectée. Les algues de grande taille sont coupées et collectées dans un sac en plastique. L'ensemble de la macrofaune présente dans le quadrat est recueilli à la main ou à l'aide d'une pince fine pour les plus petits organismes ou arraché par une fine lame en plastique, et placé dans des sacs séparés pour l'identification et le traitement ultérieur au laboratoire.

Les patelles sont identifiées à partir des caractères morphologiques. Les coquilles sont débarrassées de leur chair puis observées sous loupe binoculaire en se basant sur la documentation de *Christiaens (1973)* et de *Cervella et al. (1988)* et les autres macroinvertébrés benthiques (MIB) (*Fish & Fish, 2001*) et la consultation des Sites de référentiels taxonomiques (*ERMS et WoRMS*). Pour les algues, la confirmation de l'identification est réalisée à l'INSTM de Sfax de Tunisie et la systématique adoptée est celle de *De Reviers (2003)*.

2.1.3. Choix de *Patella rustica*.

Le suivi préliminaire révèle 2 taxons représentatifs : *P. caerulea* (la patelle bleue) (45,90%) et *P. rustica* (44,51%) du littoral rocheux du golfe de Skikda. Nous choisissons *P. rustica* parce que son identification est très facile ; ponctuée par des taches brunes près de l'apex de la coquille, épaisse à cône relativement élevé. De plus cette patelle est abondante et les biotopes où elle évolue sont accessibles. L'emploi de *P. rustica* comme bioindicateur a pour but de confirmer les emplacements pollués et ceux non pollués en vue de contrôler la santé de l'écosystème côtier.

Cette espèce se localise dans la partie supérieure de la zone intertidale alors que *P. caerulea* dans la partie inférieure de cette zone. D'autre part dans certaines localités de la Méditerranée, la patelle bleue est morphologiquement variable et nécessite des identifications poussées (*Sella et al., 1993; Cretella et al., 1994; Mauro et al., 2003*).

2.1.4. Choix des polluants métalliques.

Les polluants suivants sont systématiquement recherchés durant l'étude préliminaire : des hydrocarbures totaux et 9 métaux lourds : mercure, chrome, cuivre, plomb, zinc, cadmium, manganèse, nickel et fer. Les ETM étudiés appartiennent à 3 catégories :

- Les métaux indispensables (éléments essentiels : Zn, Cu).
- Les métaux toxiques, susceptibles de provoquer des effets néfastes (Hg, Cd, Pb).
- Les métaux signalés dans les rejets industriels (Fe, Mn, Ni, Cr).

Pour le suivi principal, la sélection des 5 métaux parmi ceux dosés en phase préliminaire est basée sur les résultats des dosages dans les eaux de surface des 12 stations. La majorité des stations est perturbée par les activités anthropiques (complexes portuaires, rejets domestiques et rejets industriels). Nous retenons 3 stations représentatives du golfe de Skikda riches en patelles dont une prise comme station référence S3 st.6. Celle-ci est éloignée de toute source de pollution. Tandis que les 2 autres stations retenues ont des concentrations métalliques élevées provenant de sources de pollution différentes.

2.1.5. Préparation des échantillons de patelles pour l'analyse des métaux.

Les individus prélevés sont placés dans des sachets en plastique et transportés dans une glacière au laboratoire, ils sont ensuite rincés avec de l'eau bidistillée pour les débarrasser des particules de sédiments et d'algues susceptibles de fausser les résultats. Ils sont conservés au

congélateur (-20°C). Avant d'entamer cette étape, il faut prendre toutes les précautions nécessaires pour éviter les contaminations, tout le matériel utilisé est nettoyé à l'HNO₃ à 10 % puis rincé 3 fois à l'eau bidistillée et séché dans un dessiccateur à l'abri de l'air.

La dissection des animaux de taille standardisée de la coquille est réalisée au laboratoire de la station de surveillance de l'environnement de Skikda. La première opération consiste à débarrasser l'animal de sa coquille. Dans le cas où on veut chercher la quantité métallique existant dans l'ensemble des tissus mous, on gratte la totalité de la masse sans faire la dissection et on la met dans des tubes propres. Il faut également rincer l'ensemble du tissu dans l'eau bidistillée pour éliminer les débris et particules afin d'éviter la contamination et par conséquent la surestimation de la concentration métallique. Les réactifs utilisés pour la minéralisation et la détermination des métaux sont de qualité suprapure pour éviter les risques de contamination secondaire.

Le poids frais des organes varie plus fortement que le poids sec en fonction du temps. A cet effet, les échantillons doivent subir un séchage afin d'obtenir des résultats plus fiables (*Amiard, 1993*). La matière sèche est déterminée par la méthode *AOAC (1990)* dans une étuve Brabendeert. Cette méthode est basée sur la mesure de la perte en masse des échantillons après étuvage à 105°C jusqu'à l'élimination complète de l'eau libre (poids constant). L'échantillon est ensuite broyé (à sec) et manuel (mortier à porcelaine) et stocké dans un pilulier en polyéthylène pré-nettoyé.

La minéralisation est une étape importante dans l'analyse des éléments toxiques. La littérature décrit divers processus de minéralisation :

- La minéralisation par voie sèche.
- La minéralisation par voie humide
- La minéralisation en utilisant le système à micro-onde.

Les échantillons subissent 2 étapes distinctes et simultanément : la minéralisation et la mise en solution. Dans notre étude, nous utilisons la minéralisation par voie humide. C'est une étape importante dans l'analyse des éléments traces toxiques. Cette méthode consiste en une destruction complète des substances organiques sous l'effet combiné de la température et l'acide concentré. Le protocole des dosages des métaux dans les tissus est celui mis en place par *Amiard et al. (1987)*. Les teneurs métalliques *in toto* chez la patelles sont discutées sur la base des normes de l'IAEA-407 (*Wyse et al., 2003*).

2.2. Mesures des paramètres physicochimiques dans les eaux de surface du golfe de Skikda.

La connaissance de certains paramètres physico-chimiques donne une appréciation préliminaire de la qualité et du degré de la pollution générale d'une eau (Ramade, 2000). Le déterminisme hydrochimique est réalisé par la mesure de la température de l'eau, de la salinité, de l'O₂ dissous et du pH simultanément *in situ* durant la période d'étude à l'aide de capteurs. Ce sont des sondes multiparamètres directement immergées dans l'eau dont le principe est basé sur des techniques électrochimiques. Le calibrage des différents paramètres sur tampons programmés est automatique (Fig. 35).



Figure 35: Multiparamètres WTW 340i

2.3. Détermination des teneurs métalliques

• Dans les eaux de surface du golfe de Skikda.

Dans notre cas, il s'agit d'analyser la fraction totale des éléments métalliques. Un prélèvement d'eau de mer est réalisé en présence d'acide nitrique de très grande pureté (*Méthode D4453 ASTM ; Rodier, 2005*) en juillet 2008 dans les 12 stations. Pour l'analyse des métaux, des échantillons d'eau de mer de surface échantillonnée dans des containers de 2 litres préalablement lavés à l'acide nitrique et rincés à l'eau bidistillée. Les flacons sont remplis et acidifiés à pH 2 par l'acide nitrique concentré suprapur (10ml) en vue de convertir tous les métaux à la forme inorganique et placés au frais (4°C) jusqu'au moment de l'analyse (Tab. 26). Les collectes sont effectuées dans des flacons en verre brun de 1 litre, spécialement lavés pour l'analyse de mercure. La conservation est faite par une acidification par l'acide nitrique supra pure à un pH<2 (*Practice D 3325 ; Rodier, 2005*). Pour les hydrocarbures totaux, les

échantillons d'eau sont prélevés dans des flacons en verre de 2 litres, et acidifiés. Les conditions sont résumées dans le tableau 26.

- **Dans les tissus des patelles**

La mesure des micropolluants (Mt) est effectuée sur une masse d'environ 100mg de poudre de cendre de chaque échantillon est pesée dans un bécher de 100ml préalablement taré ; 1ml d'acide nitrique concentré (Supra pur, pH 2) et placé dans un bain marie à la température 100°C. Après refroidissement la solution est filtrée dans une fiole de 5ml, sur du papier filtre Wattman ordinaire. Les minéralisât sont dilués à 5ml avec de l'eau bidistillée et sont ensuite transférés dans des flacons en polypropylène. Les échantillons sont gardés fermés dans des flacons, au frais à 4°C, jusqu'au dosage. Les solutions aqueuses sont analysées par spectrophotométrie d'absorption atomique en flamme (SAAF) (*Amiard et al., 1987*).

Tableau 26 : Matrices, récipients, volumes et conservateurs utilisés au cours des 2 études et analyse des contaminants.

Polluants à mesurer	Matrice	Récipient	Volume collecté	Conservation	Principe de la méthode	Référence /Normes	Techniques
HCT	Eau de mer	Verre brun	2 X 1l	4°C H ₂ SO ₄ pH<2	Extraction par le CCl ₄	NF T90-114	Spectrométrie infrarouge (Teneurs globale) spectrophotomètre FTIR de marque Nicolet, type MAGNA ESP 560 : Expressions de la teneur en ppm
Métaux lourds Fraction totale		Verre	1l	4°C HNO ₃ pH <2 USEPA (Practice D 3325)	Minéralisation à l'acide nitrique	Détermination directe	Spectrophotomètre d'absorption atomique de flamme : Zeenit 700 (Cu, Cd, Mn, Fe, Zn, Ni)
					Minéralisation à l'acide nitrique.	ASTM, D 4190-03	ICP -AES : ICP ULTIMA-C JOBIN YVON (Pb et Cr) : Expressions de la teneur en µg/l,
Mercure total		Verre brun	1l		Mélange acide sulfurique, acide nitrique et Permanganate de Potassium.	EPA (ASTM, D 3223)	Appareil d'absorption atomique sans flamme : Mercury Analyzer System - 1, Perkin-Elmer : Expressions de la teneur, µg/l (Hg)
Métaux totaux	biote	Tubes en polypropylène	100mg			Amiard et al. (1987).	Expressions de la teneur, µg de métal/g de poids sec.

2.3.1. Dosage de zinc, cuivre, cadmium, fer, manganèse, nickel par spectrophotométrie d'absorption atomique en flamme (SAAF).

2.3.1.1. Principe.

La spectrophotométrie d'absorption atomique est une méthode d'analyse élémentaire qui utilise la propriété des atomes d'être excités par apport à une énergie extérieure sous forme de photons de fréquence bien définie (*Linden, 1981*). C'est une technique d'analyse fondée sur l'absorption des photons monochromatiques par les atomes d'un plasma. Suite à une excitation, un atome dispersé à l'état de vapeurs atomiques absorbe un rayonnement de même fréquence ν_0 provenant d'une source extérieure ; les électrons sont alors portés du niveau d'énergie E_i à un niveau d'énergie supérieure ($E_i + h \nu_0$) où h est la constante de Planck. C'est cette faculté d'absorption de l'énergie apportée par des photons de fréquence bien déterminée qui constitue le principe de base de la spectrophotométrie d'absorption atomique (Fig. 37). Cette méthode est la plus commode pour le dosage des métaux.

La quantité d'énergie absorbée est directement proportionnelle au nombre d'atomes présents. Cette relation est donnée par la loi de Beer Lambert.

$$\text{Log} (I_0 / I) = L.K.C. (1)$$

I_0 : Intensité de la radiation incidente.

I : Intensité de la radiation après absorption

L : Longueur du chemin optique.

C : Concentration de l'élément à doser dans la solution.

K : Constante.

L'application du spectroscope d'absorption atomique dans l'analyse quantitative élémentaire nécessite :

1. Un générateur des photons de fréquence fonction de l'élément à analyser.
2. Un générateur d'atomes c'est à dire un dispositif de transformation de l'échantillon et atomes libres.
3. Un monochromateur pour améliorer la sensibilité et éliminer tout effet de lumière parasite.
4. Un photomultiplicateur pour détecter et enregistrer la radiation émise par la source.

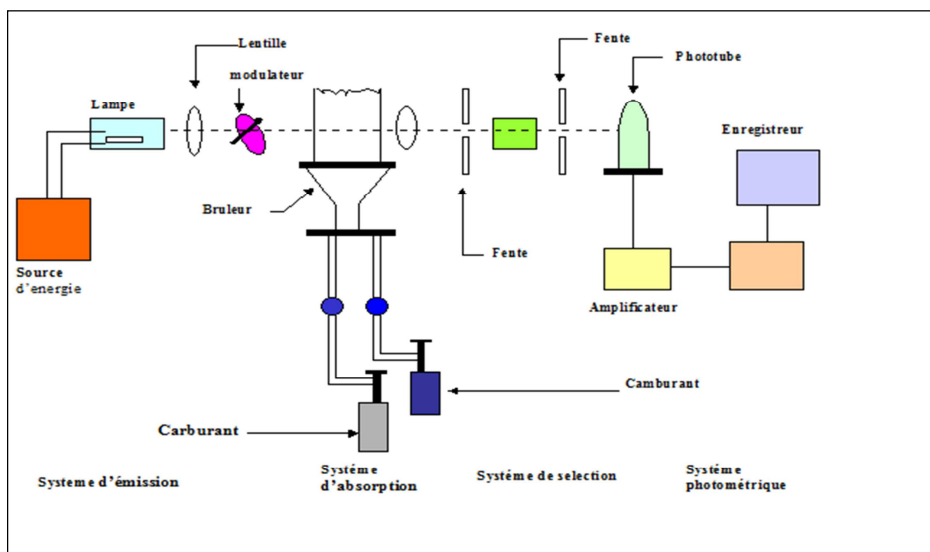


Figure 36 : Constituants essentiels d'un spectromètre d'absorption atomique (Source CRD).

La qualité des dosages est vérifiée en réalisant des blancs (à base de Tris HCl- HNO₃). La détermination est réalisée par spectrométrie d'absorption atomique Zeenit 700 piloté par un logiciel d'exploitation Win AAS- version 3.170 (Fig. 37). Cette méthode concerne le dosage de 5 métaux (Cd, Mn, Cu, Zn, Fe et Ni) dans l'eau de mer et 5 ETM pour le minéralisât des tissus des patelles (Cd, Pb, Cu, Zn, et Ni).



Figure 37 : Spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme Zeenit 700 (Analytical Gen Zeenit 700) (Source : CRD).

▪ Dosage dans l'eau.

Pour la matrice oxygène, c'est un dosage direct avec nébulisation dans la flamme de SAAF d'une prise d'essai de l'échantillon dilué au 1/10 avec de l'eau bidistillée afin d'obtenir des concentrations facilement mesurables. Pour réduire les interférences de la matière saline, on utilise une solution de chlorure de lanthane en flamme Air-Acétylène. L'absorbance est ensuite reportée sur la courbe d'étalonnage afin de déterminer la concentration de chaque élément.

▪ Dans les tissus entiers des patelles.

Le minéralisé est atomisé. Pour chacun des éléments métalliques, une gamme d'étalonnage est réalisée à partir des solutions mères. Les courbes d'étalonnage sont représentées par la fonction $DO=f(C)$ où (DO) est la densité optique.

2.3.1.2. Performances de la méthode.

La limite de détection d'un élément en absorption atomique, correspond, par définition, à la concentration pour laquelle l'amplitude du signal est égale à celle du bruit de fond au-dessous de ce seuil le signal est noyé dans le bruit. Les paramètres opératoires des analyses suivantes (Cd, Cu, Fe, Zn, Mn et Ni) sont fixées dans le tableau 27.

Les valeurs de densité optiques obtenues sont retenues dans le cas où elles appartiennent à la zone linéaire. Une courbe d'étalonnage est établie à partir des solutions de concentrations connues. L'ordinateur trace la droite de régression présentant la variation de l'absorbance en fonction de la concentration et détermine le coefficient de corrélation.

Tableau 27 : Conditions opératoires des 6 éléments analysés en spectrophotométrie d'absorption atomique.

Métaux	Longueur d'onde (nm)	Fente (nm)	Flamme	Limite de détection (mg/l)
Cuivre	324,8	1,2	Air –acétylène	0,035 (0,1% Abs)
Fer	249,3	0,2	Air –acétylène	0,08 (0,1% Abs)
Manganèse	279,6	0,2	Air –acétylène	0,03 (0,1% Abs)
Nickel	232	0,2	Air –acétylène	0,07 (0,1% Abs)
Zinc	213,9	0,5	Air –acétylène	0,012 (0,1% Abs)
Cadmium	228,8	1,3	Air –acétylène	0,012 (0,1% Abs)

2.3.2. Dosage de plomb et de chrome par spectromètre d'émission optique avec plasma à couplage inductif : ICP–AES.

2.3.2.1. Principe.

Cette méthode consiste à mesurer l'émission de lumière par technique de spectroscopie optique. Les échantillons sont nébulisés et l'aérosol ainsi produit est transporté dans une torche à plasma où se produit l'excitation. Les spectres d'émission caractéristiques sont produits par un plasma à couplage inductif par haute fréquence (ICP). Les spectres sont dispersés par un spectromètre à réseau et l'intensité des raies est évaluée par un détecteur. Les signaux des détecteurs sont traités et contrôlés par un système informatique. Lors du dosage des éléments à l'état de traces, une correction appropriée du bruit de fond est utilisée pour compenser les variations des contributions du bruit de fond.

2.3.2.2. Les conditions opératoires.

Le chrome et le plomb sont quantifiés par le spectromètre d'émission optique dans un plasma à couplage inductif (ICP –AES : ICP ULTIMA-C JOBIN YVON) avec le logiciel V5 (Fig. 38). La méthode *ASTM, D 4190–03* est appliquée (Tab. 28). La concentration de chaque élément est déterminée directement à l'aide d'une courbe d'étalonnage. Cet appareil est étalonné à l'aide de 4 solutions commerciales.

Tableau 28 : Conditions opératoires des 2 éléments analysés en spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé avec induction.

Métaux	Longueur d'onde (nm)
Plomb	405,78 nm
Chrome	425,43 nm



Figure 38 : ICP –AES : ICP ULTIMA-C JOBIN YVON (Source : CRD).

2.3.3. Dosage du mercure par spectrophotométrie d'absorption atomique par la vapeur froide.

2.3.3.1. Principe.

La technique de la vapeur froide est employée pour la détermination du mercure totale (ASTM, D 3223-02), (Fig. 39). La détermination quantitative est obtenue par la mesure du mercure à l'état de vapeur à une longueur d'onde de 253,7nm. Un analyseur de mercure ou appareil d'absorption atomique sans flamme comprenant un photo-tube, une lampe à mercure et une cellule d'absorption.

La mise en solution préconise l'emploi d'acides forts (H₂SO₄ et HNO₃) et un sel inorganique (KMnO₄) pour éliminer les interférences dues aux sulfures.

2.3.3.2. Les conditions opératoires.

Cette méthode détecte le mercure total dans l'eau dans des concentrations allant de 0,5 à 10,0µg/l. On calcule les concentrations de l'échantillon à partir de la valeur du dosage lue sur le cadran de l'appareil en tenant compte de la valeur du blanc et de la teneur en mercure de la prise d'essai. La quantité de mercure total de l'échantillon est exprimée en microgrammes/litre ou ppb (2).

$$C_L = \frac{(Q_L - Q_B)E_L}{V_e E_r} \quad (2)$$

C_L : Concentration en mercure dans l'échantillon liquide, en µg/l

Q_L : Quantité de mercure lue, en µg

Q_B : Quantité de mercure du blanc, en µg

E_L : Quantité de mercure lue pour l'étalon, en µg

E_r : Quantité de mercure de l'étalon de référence, en µg

V_e : Volume de l'échantillon, en ml.

L'analyseur de mercure ou appareil d'absorption atomique sans flamme comprend un photo-tube, une lampe à mercure et une cellule d'absorption (voir schéma de montage et appareil représentés à la figure 39).

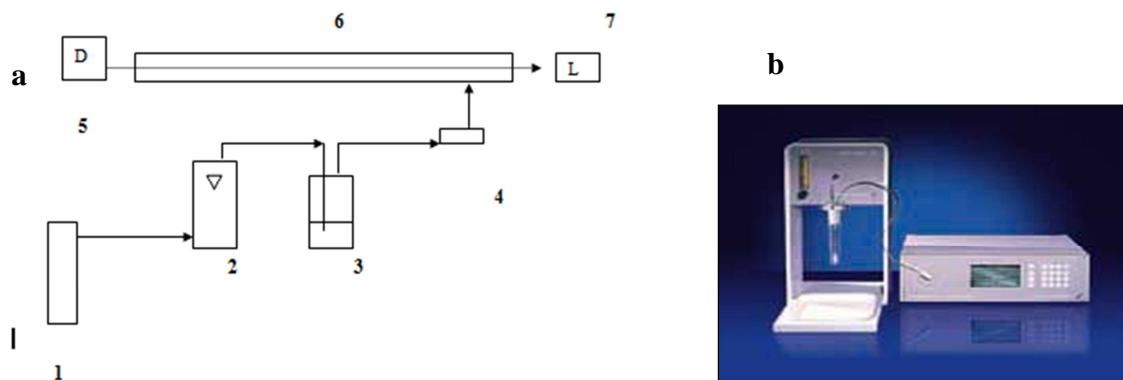


Figure 39 : (a) Schéma de l'appareil d'analyse. (b) Mercury vapor monitor VM 3000 (Source CRD).

- 1 : Azote
- 2 : Débitmètre
- 3 : Flacon laveur contenant la solution d'absorption
- 4 : Filtre à mercure
- 5 : Détecteur
- 6 : Cellule d'absorption
- 7 : Lampe à mercure

2.4. Analyse des hydrocarbures totaux par spectrométrie infrarouge.

2.4.1. Principe.

L'analyse quantitative des échantillons est assurée par l'analyseur des hydrocarbures. La méthode d'analyse est la spectrométrie infrarouge (Fig. 40). Cette méthode normalisée est employée pour le dosage des hydrocarbures totaux (quantification des liaisons CH des aromatiques, CH₃ et CH₂ des aliphatiques, dans l'eau de mer). Par ailleurs, la spectrophotométrie infrarouge permet une détection des bandes comprises entre 2900 cm⁻¹ et 3000 cm⁻¹. C'est une détection des liaisons C-C et C-H. La norme recommande une extraction par le tétrachlorure de carbone¹⁷. C'est un solvant (CCl₄) exempt de telles liaisons

¹⁷ CCl₄; le tétrachlorure de carbone : très Haute toxicité est interdit : **Règlement CE No 2037/2000 du parlement européen et du conseil du 29 juin 2000 relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone. Le potentiel d'appauvrissement de CCl₄ de la couche égal à 1,1 (R.E.C.O.R.D, 2004).**

(RE.CO.R.D, 2004). La spectrométrie infrarouge est une analyse globale recommandée par la norme NFT90-114.

2.4.2. Les conditions opératoires.

L'établissement de la courbe d'étalonnage se fait grâce au logiciel C_xH_x. La valeur de la teneur en hydrocarbures (C₁) est donnée par l'expression (2) en ppm d'hydrocarbures/ litre de CCl₄ par le logiciel C_xH_x.

$$C = \frac{(C_1 V_1)(V_3 / V_2)}{(11 / X \text{ litres d'eau})} \quad (3)$$

C₁ = concentration en hydrocarbures exprimée en mg/l de CCl₄.

V₁ = volume de CCl₄, introduit

V₂ = volume de CCl₄ après extraction.

V₃ = volume de CCl₄ après passage à travers le florisol.



Figure 40 : Spectrophotomètre FTIR de marque Nicolet, type MAGNA ESP 560.

2.5. Suivi des indices biologiques (abondance et indice de condition) chez *P. rustica*.

Le calendrier de collecte de patelles est réalisé trimestriellement pour inventorier ce peuplement et de délimiter les stations les plus riches en patelles et le taxon le plus abondant pour l'étude principale. Simultanément un prélèvement de l'eau de mer dans chaque station est accompli pour mesurer 2 caractéristiques physicochimiques (température et pH) et suivre l'interaction des facteurs environnementaux sur la répartition des peuplements de Patellidae. En plus, nous effectuons une étude écologique portant sur l'abondance, la richesse spécifique et l'indice de Shannon-Weaver (bits individus⁻¹) du peuplement des patelles et son rôle comme indicateurs de qualité écologique des eaux de la zone d'étude. Cet indice rend compte de la structure démographique des populations et sur qualité écologique du milieu (Jingham, 1989 ; Khan et al., 2007).

2.5.1. L'abondance.

Durant le suivi principal, cette approche systématique a également permis de fournir une carte complète de la distribution et de l'abondance de *P. rustica*. Trois secteurs côtiers (S1, S2 et S3) sont sélectionnés dans le but de comprendre et de suivre l'abondance de *P. rustica* par rapport aux paramètres physicochimiques et polluants métalliques. Les patelles qui se trouvent au niveau de ces quadrats sont comptées puis collectées pour l'étude de l'indice de condition. Un prélèvement d'environ 160 patelles soit une dizaine par saison et par station pour les analyses métalliques. Quatre prélèvements annuels sont effectués au cours de l'année 2009 sur les 3 stations dans le cadre de l'étude principale à des dates mentionnées dans le tableau 29.

Tableau 29: Le calendrier des différentes dates de prélèvement de l'eau de mer et des patelles dans le golfe de Skikda (Suivi principal 2009).

Saisons	Dates de prélèvement.
Pr 1 : Automne	Entre le 10 septembre et le 15 octobre 2008
Pr 2 : Hiver	Entre le 15 janvier et le 07 février 2009
Pr 3 : Printemps	Entre le 21 mars et le 8 avril 2009
Pr 4 : Eté	Entre le 30 juin et le 10 aout 2009

Les prélèvements trimestriels sont réalisés entre le 10 septembre et le 15 octobre 2008 (Pr1). Le 15 janvier 2009 et le 07 février 2009 (Pr2), le 21 mars 2009 et 5 avril 2009 (Pr3), entre 30 juin 2009 et le 10 aout (Pr4) (Fig. 41). En raison de la variation de l'accumulation des polluants en fonction de la taille des individus (*Cossa et al., 1999*), les spécimens échantillonnés pour l'analyse métallique dans les 3 stations appartiennent pratiquement à la même catégorie de taille [18,1-22,6 mm].

Date.....lieu de collecte.....										
Stationprélèvement Observations.....										
Espèce	Nombre total									
<table border="1" style="margin: auto;"> <tr> <td>L</td><td>l</td><td>Pds</td><td>L</td><td>l</td><td>Pds</td><td>L</td><td>l</td><td>Pds</td> </tr> </table>	L	l	Pds	L	l	Pds	L	l	Pds	
L	l	Pds	L	l	Pds	L	l	Pds		

Figure 41 : Fiches de collectes et de mensuration des espèces de patelles.

2. 5. 2. L'indice de condition.

Au total 160 individus de *P. rustica* sont prélevés à raison de 40 individus de taille comprise entre 18,1-22,6 mm par station du golfe de Skikda par saisons. Les coquilles sont en bon état ou avec un minimum de dégradation (Fig. 42). Une dizaine de patelles issues des 3 stations prospectées (S1 st.1, S2 st.1 et S3 st.6) sont sélectionnées pour avoir des tailles aussi proches que possible pour le dosage métallique. Pour chaque spécimen de *P. rustica*, 3 mensurations sont relevées à l'aide d'un pied à coulisse électronique Schneider au 1/100 près: La longueur de la coquille (L) étant la plus grande distance entre le bord antérieur et postérieur, la longueur frontale ou la largeur (l) constitue la grande distance perpendiculaire à l'axe antéropostérieur), et la hauteur (H, grande distance verticale de l'apex de la coquille à l'ouverture plane) (Corte-Real et al.,1992; Ridgway et al., 1998; Cabral, 2006) (Fig. 43). Les patelles sont ensuite pesées à 0,01g près (*Sartorius analytic, d_d = 0,1mg*).

L'indice de condition (IC) est un indice biométrique qui reflète le degré de remplissage des coquilles des organismes. L'indice de condition (IC) des patelles est évalué selon la méthode AFNOR (NF V 45056, sep 85), exprimé par l'équation (4) :

$$C = \frac{PTSEP(g)}{PT(g)} * 100 \quad (4)$$

PT : le poids total (chair et coquille et eau palléale) de chaque individu est mesuré.

PTSEP : Poids des tissus mous sans l'eau palléale. Les tissus mous des patelles sans l'eau palléale sont isolés, pesés et séchés à (étuvage à 105° C) dans des tubes en pyrex stérilisés jusqu'à stabilisation du poids des échantillons.

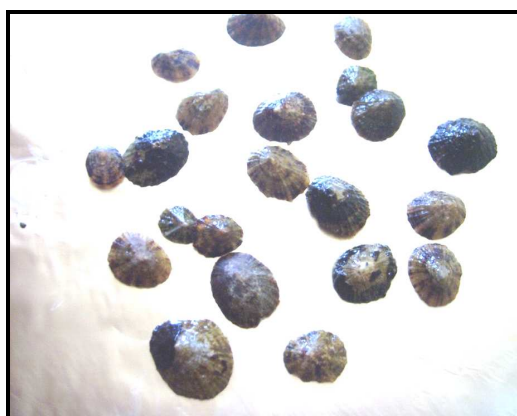



Figure 42 : Le tri et l'identification des patelles (Station Ravin des lions : S3 st.6):
Photographie originale. 

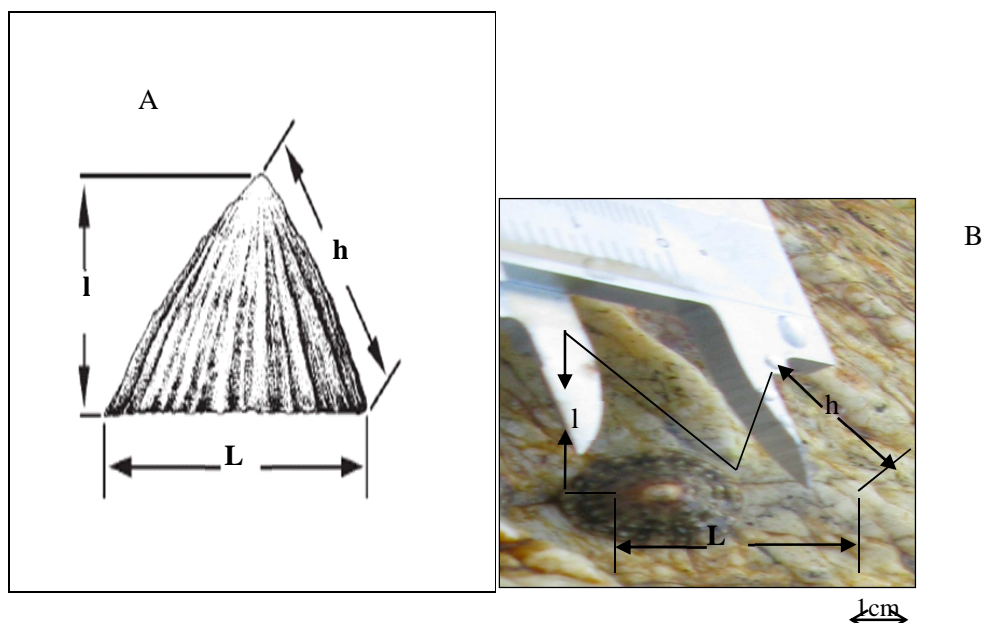


Figure 43 : Les paramètres de mesures de *P. rustica* (Ridgway et al., 1998; Cabral, 2006). **B** : photographie originale

L : Longueur : la longueur antéro-postérieure de la coquille : distance maximale entre les extrémités antérieure et postérieure.

h : Hauteur : la Hauteur de la coquille (l'épaisseur) : hauteur de la coquille (plus grande distance verticale à partir du sommet de la coquille par rapport au plan de l'ouverture).

l : Longueur frontale : la largeur de la coquille (l) : distance maximale perpendiculaire à l'axe antéro-postérieur.

2.6. Analyse statistique.

Nous employons une méthode de groupement, la classification ascendante hiérarchique (CAH). Cette méthode regroupe en classes les 12 stations à partir de 2 variables (indice de diversité de Shannon-Weaver et richesse spécifique du peuplement des patelles du golfe de Skikda. Puis nous mesurons la ressemblance entre les 12 stations selon les concentrations métalliques enregistrées dans les eaux de surface ainsi que 3 paramètres hydrologiques par l'analyse en composantes principales (ACP).

2.6.1. Analyse hiérarchique ou classification hiérarchique.

L'emploi de CAH, appliquée à l'indice de Shannon-Weaver et la richesse spécifique, regroupe les stations au mieux pour obtenir une vision globale sur la diversité spécifique, des

patelles et et la relation entre l'indice de contamination de l'eau des stations d'échantillonnage sous forme de dendrogramme. Le logiciel MINITAB 14.1 réalise des clusters, classant les individus en fonction de la distance quadratique euclidienne. Cette distance favorise les groupements les plus homogènes possibles de stations dans l'espace des données, qui font le moins varier l'inertie intraclasse. Plusieurs méthodes sont proposées par *Dagnelie (1986)*. Cependant, nous n'utilisons que celle qui est proposée par *Palm (2000) et Dagnelie (1986)* et dont l'algorithme est programmé dans le logiciel *Minitab (X, 2003)*. Cette méthode hiérarchique agglomérative détermine le niveau de similitude ou de divergence entre les individus par l'emploi de la procédure du lien simple et de la distance carrée euclidienne. Ainsi les 12 stations de la zone d'étude sont réunies en classes aussi homogènes que possibles sur la base des caractéristiques mesurées (H' et S'). Cette méthode est appliquée sur la matrice des moyennes des données de dimensions $n \times p$ (où $n=12$ stations étudiées et $p=2$ variables).

2.6.2. Recherche de stations similaires : Analyse en composantes principales (ACP).

L'emploi de l'analyse en composantes principales est justifié. Cette méthode est effectuée à l'aide du logiciel *SPSS 17.0* permet de décrire les conditions physico-chimiques et les teneurs des polluants discriminantes entre stations. L'ACP est une méthode exploratoire et descriptive (*Dagnelie, 1986*). La forme de la matrice doit être telle que :

- le nombre d'observations n soit \geq au nombre de variables p (10×12).
- La matrice ne doit pas comporter de valeurs manquantes.
- L'ordre de grandeur des variables doit être examiné.
- Les variables doivent être continues et les relations éventuelles entre les variables doivent être de type linéaire.
- Les premières composantes pouvant éventuellement faire l'objet d'une interprétation particulière et les dernières pouvant généralement être négligées (*Dagnelie, 1986*).

Les composantes principales extraites sont notamment décrites par les "loadings" (pour les variables) et les "scores" (pour les observations). Un critère de sélection des composantes principales à exploiter "scree test". Ce test, proposé par *Cattell (1966)*, est une méthode graphique. Comme les valeurs propres vont en décroissant, le graphique à l'allure d'une pente dont la courbure est en général exponentiel. Le «scree» considère peu d'axes, alors que le critère de Kaiser en retient parfois trop (*Hakstian et al., 1982*).

Nous ne prenons en considération que les composantes principales ayant une valeur propre égale ou supérieure à l'unité. Les résultats obtenus sont présentés sous la forme de graphiques tridimensionnels et bidimensionnels. Les composantes 1, 2 et 3 décrivent un plan rapportant la majeure partie de l'information. Dans cette représentation, il est possible de visualiser la projection des stations (individus) que celle des paramètres physicochimiques et polluants (variables). Les stations ont pu ainsi être regroupées d'après leurs similitudes et discriminées par 3 facteurs hydrologiques (température, pH et salinité) et 8 polluants (Eléments traces métalliques).

2.6. 3. Comparaison, entre stations, pour les deux caractéristiques écologiques (H' et S): Test d'analyse de la variance multivariée: MANOVA.

La comparaison des 12 stations d'échantillonnage, entre elles, pour les 2 descripteurs écologiques (H' et S') est réalisée à l'aide de l'analyse de la variance multivariée en utilisant 3 tests statistiques qui sont : Wilk's lambda, Lawley-Hotelling et Pillai's trace (*Dagnelie, 1986*). Les trois tests cités précédemment, proposés par *Palm (2000)* et *Dagnelie (1986)*, sont tous asymptotiquement d'égale puissance et aucun test ne peut être recommandé de manière systématique, de préférence aux autres (*Dagnelie, 1986*). Néanmoins selon *Huberty (1994)*, le test de Wilk's est le plus populaire (robuste).

2.6. 4. L'analyse de la variance : ANOVA à 2 facteurs fixes.

Le test d'analyse de la variance à deux facteurs de classification consiste à comparer plus de deux moyennes de plusieurs populations à partir des données d'échantillons aléatoires simples et indépendants (*Dagnelie, 1986*). L'Analyse de variance (ANOVA) à 2 facteurs est utilisée afin de comparer les abondances et les indices de condition de différentes stations. Ce test compare, entre stations, par saisons pour l'ensemble des teneurs des métaux caractéristiques pour chacune des moyennes obtenues.

La réalisation du test est faite soit en comparant la valeur de *F-obs.* avec une valeur théorique $F_{1-\alpha}$ extraite à partir de la table F de Fisher pour un niveau de signification $\alpha=0,05$; 0,01 ou 0,001 et pour K1 et K2 degrés de liberté, soit en comparant la valeur de la probabilité p avec toujours les différentes valeurs de $\alpha=5\%$, 1% ou 0,1 %. Selon que cette hypothèse d'égalité des

moyennes est rejetée au niveau $\alpha=0,05$; 0,01 ou 0,001, on dit conventionnellement que l'écart observé est significatif, hautement significatif ou très hautement significatif. Généralement, ces écarts sont pointés d'un, 2 ou 3 astérisques (Dagnelie, 2007).

2.6.5. Les coefficients de corrélation.

- Le coefficient de corrélation de Bravais-Pearson est un indice statistique qui exprime l'intensité et le sens (positif ou négatif) de la relation linéaire entre deux variables quantitatives. C'est une mesure de la liaison linéaire, c'est à dire de la capacité de prédire une variable x par une autre y à l'aide d'un modèle linéaire.

- Le coefficient de corrélation de rang (coefficient de Spearman) examine s'il existe une relation entre le rang des observations pour deux caractères X et Y, ce qui permet de détecter l'existence de relations monotones (croissante ou décroissante), quelle que soit leur forme précise (linéaire, exponentiel, puissance, ...).

- Le tau τ de Kendall est une statistique qui mesure l'association entre deux variables. Plus spécifiquement, le tau τ de Kendall mesure la corrélation de rang entre deux variables.

2.6.6. Les représentations graphiques.

- Le diagramme à secteurs (circulaire), pour comparer le taux d'individus des taxons de *Patella*.
- Le diagramme en bâtons pour comparer les teneurs métalliques des différentes stations entre elles.
- Le diagramme-boîte (box and whiskers plot) est un graphique très simple qui résume la série à partir de ces valeurs extrêmes, de ses quartiles et de sa médiane.

2.7. Analyse écologique par les descripteurs.

Nous employons différents paramètres de diversité dont la valeur tend à diminuer en présence d'une pollution.

2.7.1. Abondance.

L'abondance relative apporte une indication sur la viabilité de chaque espèce. Les profils d'abondance dans le temps sont donc largement utilisés comme indicateurs des effets des polluants (*Grall et Coïc, 2005*).

A = Nombre d'individus d'une espèce.

2.7.2. La richesse spécifique.

La richesse spécifique totale (S) est une évaluation élémentaire et ancienne fondée sur le nombre total ou moyen des espèces dans une surface (*Ramade, 2003*).

$S = \text{nombre d'espèces de la zone d'étude.}$

Grall et Coïc (2005) indiquent que cet indice permet de suivre :

- des variations spatiales : des secteurs faunistiquement riches et des secteurs plus pauvres.
- des variations temporelles : des minima et maxima en fonction des saisons et des stations.

2.7.3. L'indice de diversité (H') de *Shannon-Weaver (1949)*.

Afin de calculer la diversité spécifique, les données quantitatives de *Patella* sont analysées par l'indice de *Shannon-Weaver (1949)*.

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i \quad (4)$$

$H' =$ (p_i : abondance relative de chaque espèce (n_i/N), \log_2 : logarithme en base 2). La valeur donnée est en bits. Cet indice de diversité varie en fonction du nombre des espèces présentes et en fonction de l'abondance relative de diverses espèces (4). Il rend compte de la structure démographique des populations et sur l'état du milieu. Il varie entre 0 et $\log_2 S$.

2.7.4. L'Equitabilité (J).

L'équitabilité de *Pielou (1966)* est le rapport de la diversité d'un peuplement ou d'un échantillon et le nombre S d'espèces présentes dans la parcelle. Il exprime la régularité, la répartition équitable des individus au sein des espèces (5).

$$J = H' / \log_2(S) \quad (5)$$

Il renseigne sur la répartition des effectifs entre les différentes espèces. Il varie de 0 à 1 ($E = H' / \log_2 S$). Dans le cas d'une Equitabilité proche de 1, toutes les espèces tendent à avoir une même abondance dans un milieu naturel non perturbé et dans le cas où cet indice est inférieur à 0,80 une espèce plus résistante (largement prédominante).

Une relation étroite est établie entre l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver (H') et le niveau de pollution, ainsi pour H' supérieur à 3, l'eau est propre, s'il est compris entre 1 et 3 ($1 < H' < 3$), elle est modérément polluée, inférieur à 1, l'eau est intensément polluée (*Wilhm et Dorris, 1966 ; Jingham, 1989, Khan et al., 2007*).

Résultats et interprétations.

3. Résultats et interprétations.

3.1. La biocénose du littoral rocheux de la baie de Skikda.

Nos résultats contribuent à l'enrichissement de cet inventaire dans la région de Skikda. Les 12 stations choisies sont référencées, elles vont de la plage Saf saf à l'est jusqu'au ravin des lions à l'ouest. Les populations de l'estran rocheux du golfe de Skikda sont soumises à diverses sources de pollution liées aux activités industrialo-portuaires et aux rejets des eaux usées industrielles et domestiques

Les taxons dominants du zoobenthos se répartissent en 9 ordres (Tab. 30) et 19 taxons de macroalgues regroupés dans 10 ordres (Tab. 31).

Tableau 30: Les taxons des organismes marins les plus communs du substrat rocheux de la zone d'étude (de septembre 2008 à août 2009).

Zoobenthos
Basommatophora Keferstein, 1864
Vetigastropoda Salvini-Pläwen, 1980
Patellogastropoda Lindberg, 1986
Neogastropoda Wenz, 1938
Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
Isopoda Latreille, 1817
Decapoda Latreille, 1802
Sessilia Lamarck, 1818
Scapelliformes Newman, 2006

Les tableaux 32 et 33 donnent un aperçu sur les communautés macrofauniques et macroalgales recensées sur l'estran rocheux des étages supra et médiolittoral.

Le groupe zoologique dominant est celui des Crustacés cirripèdes (Chthamales) dans les 12 stations d'étude. Les Chlorophycées sont les macroalgues les plus abondantes suivies de Rhodophycées.

Tableau 31: Les taxons des macroalgues plus communs du substrat rocheux de la zone d'étude (de septembre 2008 à août 2009).

Macroalgues
Ulvales (Blackman & Tansley) Oltmanns, 1904
Cladophorales Haeckel, 1894
Bryopsidales J.H.Schaffn., 1922
Ralfsiales Y.Nakam P.-E.Lim <i>et al.</i> , 2007
Scytosiphonales Feldmann, 1949
Bangiales F.Schmitz, 1892
Ceramiales Oltm., 1904
Gigartinales F.Schmitz in Engl., 1892
Némaliales F.Schmitz, 1892
Verrucariales Mattick ex D. Hawksw. & O.E. Erikss., 1986

- Etage supralittoral.

La biocénose de la roche supralittorale est représentée par des ceintures épilithes de cyanophytes. Dans toutes les stations d'étude, cet étage est principalement occupé par le lichen noir *Verrucaria symbalana* Nyl. 1872 (= *Verrucaria amphibia* Clemente, 1814); les gastéropodes melarhappe (*Littorina neritoides* Linné, 1758); *Osilinus* (= *Monodonta*) *turbinatus* Born, 1780; *Littorina punctata* Fabricius, 1787; *Patella rustica* Linné, 1758 (= *Patella gorgonica* da Costa, 1771; *Patella lusitanica* Gmelin, 1791); *Ligia italica* Fabricius, 1798 et *Pachygrapsus marmoratus* Fabricius, 1787.

- Etage médiolittoral.

Sous- étage supérieur.

Dans les secteurs centre et ouest, des ceintures de 2 espèces de cirripède *Chthamalus stellatus* Poli, 1795 et *Chthamalus montagui* Southward, 1976 couvrent la roche entièrement. Les algues caractéristiques sont des Rhodophycées (*Porphyra leucosticta* Thuret, 1863 et *Rissoella verruculosa* (Bertoloni) J. Agardh 1848 et *Nemalion helmintoides* (Volley) Batters 1902. Le zoobenthos est constitué de *Siphonaria pectinata* Linné, 1758 (Heterobranchia, Siphonariidae), *P. rustica* et les Trochidae (*Monodonta turbinata* et *Monodonta articulata*

Lamarck, 1822). Egalement les espèces *L. neritoides*, *Ligia italica* et *Pachygrapsus marmoratus*, rencontrées au supra-littoral sont observées dans cet étage.

Sous- étage inférieur.

Les espèces caractéristiques les plus identifiées sont *P. caerulea* Linné, 1758; *P. aspera* Röding, 1798; *P. ferruginea* Gmelin, 1791, *P. safiana* (*P. nigra* Da Costa, 1771) et *P. vulgata* Linné, 1758; *Siphonaria pectinata*; *Emarginula sicula* Gray, J.E., 1825; *Diodora graeca* Linné, 1758, *Acmaea unicolor* Forbes, 1844; *Murex trunculus* Linné, 1767; *Littorina punctata* Gmelin, 1790 et *Littorina neritoides*; *Ligia italica*; *Gibbula racketti* Payraudeau, 1826 et *Gibbula pennanti* Philippi, 1836. Les stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1 sont caractérisées par une forte présence des Ulvophytes et par un encroûtement d'algues indicateur d'une forte présence de matières organiques, parmi lesquelles *Ulva rigida* C. Ag., *Ulva lactuca* L., *Enteromorpha compressa* (Linné) Nees, 1820, *Enteromorpha intestinalis* (Linné) Nees, 1820, *Enteromorpha linza* (Linné) J.Agardh, 1883 et *Cladophora rupestris* (L) Kützing, 1843 (Cladophoraceae). L'espèce *Ulva lactuca* L. est surtout présente dans endroits pollués superficiels. En effet les Chlorophycées sont les macroalgues les plus abondantes suivies des Rhodophycées (Tab. 32).

Le groupe zoologique dominant est celui des Crustacés cirripèdes intertidaux non pédonculés (*Chthamalus stellatus* et *Chthamalus montagui*) retenu dans toutes les stations (Tab. 33). Ils sont numériquement majoritaires et s'étendent tout le long de la baie de Skikda. Un seul spécimen de cirripède pédonculé est retrouvé dans la station S3 st.6, il s'agit de *Mitella pollicipes* Gmelin, 1789 (*Pollicipes pollicipes* Gmelin, 1790). En dehors des S1 st. 1, S1 st. 2 et S2 st.1 où ils sont peu abondants, les taxa de gastéropodes sont signalés dans toutes les stations. Aux niveaux supérieur et moyen du médiolittoral, des populations de *Siphonaria pectinata* sont couvertes d'algues et portent des jeunes individus (Fig. 8).

Tableau 32: Relevé exhaustif des espèces caractéristiques de la macrofaune du substrat rocheux dans les 12 stations: (+): présence; (-): absence.

Espèces végétales	Ordre	S1st.1	S1st.2	S2st.1	S2st.2	S2st.3	S2st.4	S3st.1	S3st.2	S3st.3	S3st.4	S3st.5	S3st.6
<i>Ulva lactuca</i> Linné, 1753	Ulvales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823.	Ulvales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Enteromorpha compressa</i> (Linné) Nees, 1820	Ulvales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (Linné) Nees, 1820	Ulvales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Enteromorpha linza</i> (Linné) J.Agardh, 1883	Ulvales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kützing, 1843	Cladophorales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chaetomorpha capillaris</i> (Kützing) Boergesen 1925	Cladophorales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Codium tomentosum</i> Stackhouse 1797	Bryopsidales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Polysiphonia sp.</i> Greville, 1823	Céramiales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ceramium ciliatum</i> (J.Ellis) Ducluzeau, 1806	Céramiales	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rissoella verrulosa</i> (Bertoloni) J. Agardh, 1849	Gigartinales	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Phyllophora nervosa</i> Greville, 1830	Gigartinales	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Verrucaria amphibia</i> Clemente, 1814	Verrucariales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link 1833	Scytosiphonales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nemoderma tingitanum</i> Scousboe ex Bornet, 1892	Scytosiphonales	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-
<i>Ralfsia verrucosa</i> Areschoug, 1845	Ralfsiales	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Nemalion helmintoides</i> (Velley) Batters 1902	Némaliales	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Porphyra leucosticta</i> Thuret in Le Jolis 1863	Bangiales	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bangia atropurpurea</i> (Mertens ex Roth) Agardh, 1824	Bangiales	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Tableau 33: Relevé exhaustif des espèces caractéristiques de la macrofaune du substrat rocheux dans les 12 stations: (+): présence; (-): absence.

<i>Espèces animales</i>	Ordre	S1st.1	S1st.2	S2st.1	S2st.2	S2st.3	S2st.4	S3st.1	S3st.2	S3st.3	S3st.4	S3st.5	S3st.6
<i>Patella vulgata</i> Linné, 1758	Patellogastropoda	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Patella caerulea</i> Linné, 1758	Patellogastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Patella ferruginea</i> Gmelin, 1791	Patellogastropoda	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+
<i>Patella rustica</i> Linné, 1758	Patellogastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Patella aspera</i> Röding, 1798	Patellogastropoda	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Patella safiana</i> Lamarck, 1819	Patellogastropoda	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+
<i>Gibbula racketti</i> Payraudeau, B.-C., 1826	Vetigastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gibbula pennanti</i> Philippi 1836	Vetigastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pachygrapsus marmoratus</i> Fabricius, 1787	Decapoda	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Monodonta turbinata</i> Lamarck, 1822	Vetigastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Monodonta articulata</i> Lamarck, 1822	Vetigastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Littorina punctata</i> Gmelin, 1791	Littorinimorpha	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Littorina neritoides</i> Linné, 1758	Littorinimorpha	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Murex (Hexaplex) trunculus</i> Linné, 1758	Neogastropoda	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ligia italica</i> Fabricius, 1798	Isopoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diodora graeca</i> Linné, 1758	Vetigastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Emarginula sicula</i> J. E. Gray, 1825	Vetigastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Acmaea unicolor</i> Forbes, 1844	Patellogastropoda	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Siphonaria pectinata</i> Linné, 1758	Basommatophora	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chthamalus stellatus</i> Poli, 1795		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chthamalus montagui</i> Poli, 1795	Sessilia	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Euraphia depressa</i> (Poli, 1791)		+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pollicipes pollicipes</i> Gmelin, 1789	Scalpelliformes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+

3.1.1. Systématique et habitat des macroalgues et de la macrofaune.

Les macroalgues les plus communes de l'estran rocheux sont 19 taxons dont 9 sont présents dans toute la zone échantillonnée et 6 sont peu fréquents : 1 lichen, 8 algues vertes, 7 algues rouges et 3 algues brunes. Le tableau 34 expose le biotope et la systématique des algues marines recensées. Ainsi la classe des Ulvophyceae est prédominante avec 8 espèces réparties dans les 3 familles suivantes : Ulvaceae (5 genres), Cladophoraceae (2 genres), Codiaceae (1 genre). Cette classe est suivie de celle des Rhodophyceae avec 7 espèces appartenant à 6 familles.

Le tableau 35 représente la répartition et le biotope des espèces caractéristiques de la macrofaune du substrat rocheux des étages supralittoral et médiolittoral des 3 secteurs. Ce peuplement est constitué de 23 taxons appartenant à l'embranchement des mollusques et des arthropodes. La famille des Patellidae est constituée de 6 espèces du genre *Patella* : *P. rustica* Linné, 1758 (*P. lusitanica* Gmelin, 1791) ; *P. caerulea* Linné, 1758 ; *P. aspera* Röding, 1798 (*P. ulyssiponensis* Gmelin, 1791 ; *P. aspera* Lamarck, 1819, *P. athletica* Bean, 1844) ; *P. ferruginea* Gmelin, 1791 ; *P. nigra* Da Costa, 1771 (*Cymbula nigra* (E.M. Da Costa, 1771 ; *P. safiana* Lamarck, 1819) et *P. vulgata* Linné, 1758.

Tableau 34: Systématique des 19 espèces algales caractéristiques du suivi 2008-2009.

Embranchement	Classe	Ordre	Famille	Espèces	Biotope
Chlorophytes	Ulvoophyceae	Ulvales	Ulvaaceae	<i>Ulva lactuca</i> Linné, 1753	Photophile , à niveaux (médio et infralittoral supérieur). Mode calme
				<i>Ulva rigida</i> C.Agardh 1823.	
				<i>Enteromorpha compressa</i> (Linné) Nees, 1820	
				<i>Enteromorpha intestinalis</i> (Linné) Nees, 1820	
				<i>Enteromorpha linza</i> (L.) J.Agardh, 1883	
		Cladophorales	Cladophoraceae	<i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kützing, 1843	Médiolittoral . Sous étage inférieur. Mode calme . photophile
<i>Chaetomorpha capillaris</i> (Kützing) Boergesen 1925					
		Bryopsidales	Codiaceae	<i>Codium tomentosum</i> Stackhouse 1797	Médiolittoral et infralittoral mode abrite ou calme et photophile
Chromophyte	Phéophyceae	Ralfsiales	Ralfsiaceae	<i>Ralfsia verrucosa</i> (Areschoug) Areschoug 1845	Photophile. Mode battu, ou semi-battu de l'étage médiolittoral sous étage inférieur.
		Scytosiphonales	Scytosiphonaceae	<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link 1833	Photophile. Médiolittoral sous étage supérieur. Mode battu à semi battu).
				<i>Nemoderma tingitanum</i> Scousboe ex Bornet, 1892	Photophile , mode battu médiolittoral sous étage inférieur.

Rhodophyta	Rhodophyceae	Bangiales	Bangiaceae	<i>Bangia atropurpurea</i> (Mertens ex Roth) Agardh., 1824	Médiolittoral sous étage supérieur. Photophile. Mode battu.
		Bangiales	Bangiaceae	<i>Porphyra leucosticta</i> Thuret in Le Jolis 1863	Médiolittoral sous étage supérieur. Modes calme à semi battu et battu . Espèce photophile .
		Ceramiales	Rhodomélales	<i>Polysiphonia sp.</i> Greville, 1823	Rochers battus ou abrités de l'horizon moyen et inférieur de l'étage médiolittoral . Photophile .
		Gigartinales	Rissoellales	<i>Rissoella verrulosa</i> (Bertoloni) J. Agardh, 1849.	Médiolittoral sous étage supérieur et moyen, sur les rochers éclairés et battus .
		Gigartinales	Phyllophorales	<i>Phyllophora nervosa</i> Greville, 1830.	Médiolittoral ou infralittoral , en mode battu à calme . Epiphyte ou porteuse d' épiphyte .
		Nématales	Lagorinales	<i>Nemalion helminthoides</i> (Vellay) Batters 1902.	Rochers éclairés et battus , de l'étage médiolittoral sous étage supérieur .
		Ceramiales	Ceramiales	<i>Ceramium ciliatum</i> (J.Ellis) Ducluzeau, 1806.	Photophile . Mode battu. Médiolittoral .
Ascomycota	Eurotiomycetes	Verrucariales	Verrucariaceae	<i>Verrucaria amphibia</i> Clemente, 1814	Photophile . Supralittoral . Mode calme

Tableau 34 (Suite).

Tableau 35: Systématique des 23 espèces animales caractéristiques du suivi 2008-2009.

Classe	Ordre	Famille	Espèces	Biotope
Gastropoda	Vetigastropoda	Trochidae	<i>Gibbula racketsi</i> Payraudeau, B.-C., 1826	Médiolittoral sous-étage inférieur
			<i>Gibbula pennanti</i> Philippi 1836	
	Littorinimorpha	Littorinidae	<i>Littorina punctata</i> Gmelin, 1791	Supralittoral
			<i>Littorina neritoides</i> Linné, 1758	Supralittoral et médiolittoral supérieur
	Neogastropoda	Muricidae	<i>Murex (Hexaplex) trunculus</i> Linné, 1758	Médiolittoral sous-étage inférieur
	Vetigastropoda	Trochidae	<i>Monodonta articulata</i> Lamarck, 1822	Médiolittoral supérieur
			<i>Monodonta turbinata</i> Born, 1780	Supralittoral et médiolittoral supérieur
	Vetigastropoda	Fissurellidae	<i>Diodora graeca</i> Linné, 1758	Médiolittoral sous-étage inférieur
			<i>Emarginula sicula</i> J. E. Gray, 1825	Médiolittoral sous-étage inférieur
	Gastropatellidae	Acmaeidae	<i>Acmaea unicolor</i> Forbes, 1844	Médiolittoral sous-étage inférieur
	Basommatophora	Siphonariidae	<i>Siphonaria pectinata</i> Linné, 1758	Médiolittoral supérieur
	Gastropatellidae	Patellidae	<i>Patella vulgata</i> Linné, 1758	Médiolittoral sous-étage inférieur
			<i>Patella caerulea</i> Linné, 1758	
<i>Patella ferruginea</i> Gmelin, 1791				
<i>Patella rustica</i> Linné, 1758			Supralittoral et médiolittoral	
<i>Patella aspera</i> Röding, 1798			Médiolittoral sous-étage inférieur	
<i>Patella nigra</i> da Costa, 1771				
Malacostraca	Isopoda	Ligiidae	<i>Ligia italica</i> Fabricius, 1798	Supralittoral et médiolittoral
	Decapoda	Grapsidae	<i>Pachygrapsus marmoratus</i> Fabricius, 1787	
Maxillopoda	Sessilia	Chthamalidae	<i>Chthamalus stellatus</i> Poli, 1795 <i>Chthamalus montagui</i> Poli, 1795 <i>Euraphia depressa</i> (Poli, 1791)	Côtes rocheuses, du médiolittoral inférieur en milieu battu
	Scalpelliformes	Pollicipidae	<i>Pollicipes pollicipes</i> Gmelin, 1789	

3.1.2. Caractérisation du peuplement de Patelles.

Nous caractérisons le genre *Patella* selon son abondance, sa richesse spécifique, sa diversité spécifique et son équitabilité pour chaque station.

Concernant ce peuplement, 865 individus sont prélevés, tous taxons confondus de *Patella* répartis dans 6 espèces : *P. rustica*, *P. caerulea*, *P. aspera*, *P. ferruginea*, *P. safiana* et *P. vulgata*. Les effectifs importants de patelles sont collectés dans les périodes estivale et automnale (Tab. 36).

Tableau 36 : Relevés de la campagne de prospection des patelles de septembre 2008 à août 2009.

Période de collecte	Nombre de patelles par 12 stations
Été (entre le 30 juin et le 5 août 2009).	344
Automne (entre le 10 septembre et le 15 octobre 2008).	256
Hiver (entre le 15 janvier et le 07 février 2009).	107
Printemps (entre le 21 mars et le 8 avril) 2009.	158
Total	865

3.1.2.1. L'abondance et la richesse spécifique.

La figure 44 illustre l'apport relatif d'individus des 6 taxons en pourcentage. Ainsi les taxons majoritaires dans la baie de Skikda sont *P. caerulea* avec 45,90% et *P. rustica* avec 44,51%. Les autres espèces (*P. ferruginea*, *P. safiana*, *P. aspera* et *P. vulgata*) totalisent approximativement 9,60% de l'ensemble de la faune durant la période d'étude. La richesse spécifique varie de 2 à 5 espèces. Le nombre d'espèces augmente à partir de la station S2 st.2 en s'amplifiant d'est en ouest.

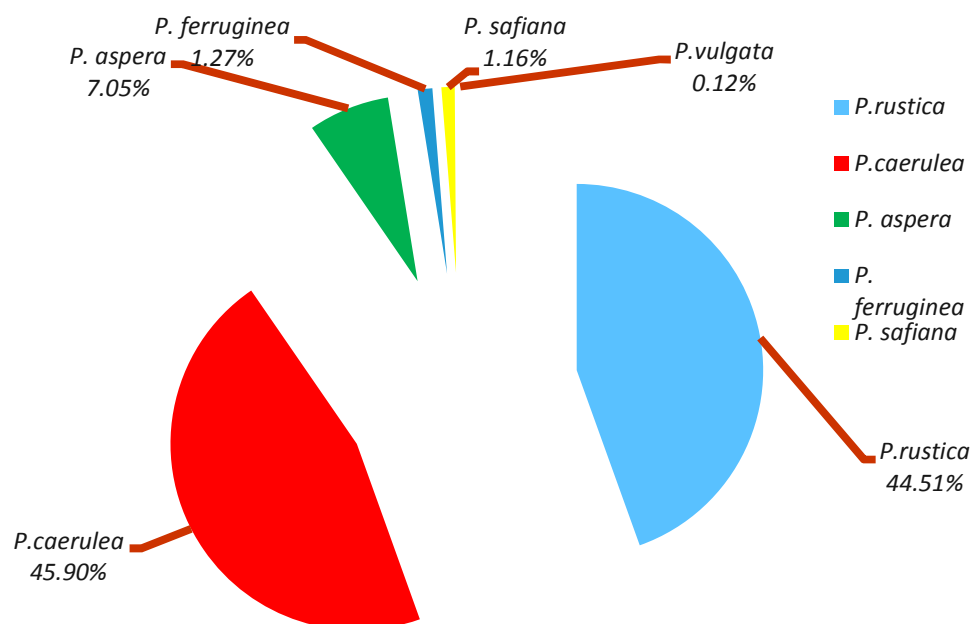


Figure 44 : Répartition des 6 taxons du genre *Patella* recensés sur le littoral de Skikda (Suivi de septembre 2008 à août 2009).

3. Variations stationnelles des espèces de patelles.

À l'échelle stationnelle, le schéma de dominance de 2 taxons majoritaires est caractéristique (Fig. 45).

- Dans les stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1, l'espèce *P. rustica* est dominante avec respectivement 60,71%, 66,67% et 59,09% suivie par l'espèce *P. caerulea* avec respectivement 32,29%, 33,33% et 40,91%. Dans la station château vert (S2 St.2), ces mêmes espèces sont présentes avec des pourcentages différents 47,86 % pour *P. caerulea* ; 44,44% pour *P. rustica* et *P. aspera* ne représentant que 5,96%. Quant à *P. vulgata* et *P. ferruginea*, les taux ne dépassent pas les 0,85%.

- Dans la station du port de Stora S3 st.1, nous inventorions 1 nouvelle espèce : *P. safiana* (4,35%). Dans cette station, 46 spécimens sont collectés, les 2 taxons dominants détiennent des fréquences égales elles se situent autour de 39,13% et 8,7% pour *P. aspera*. Le pourcentage de *P. ferruginea* est de 8,70%.

- Dans les stations S3 st.2, S3 st.4 et S3 st.5, le taxon dominant est *P. caerulea* alors que dans la station S3 st.3, *P. rustica* arrive en premier avec 43,75 %, suivi de *P. caerulea*

avec 40,63 % et *P. aspera* (15,63%). Les 2 espèces *P. ferruginea* et *P. safiana* enregistrent la même proportion de 2,38% dans la station S3 st.5. Dans la station S3 st.2, on note l'absence de *P. ferruginea* et la présence de *P. safiana* avec un pourcentage important (4,55%) alors que dans la station S3 st.4, seule la patelle géante est signalée (1,14%).

- La station ravin des lions S3 st.6 comporte l'effectif le plus élevé avec une prédominance de *P. caerulea* (57,46%), suivie par *P. rustica* (26,87%). Les 3 autres taxons (*P. aspera*, *P. nigra* et *P. ferruginea*) contribuent faiblement avec des pourcentages respectifs de 9,70%, 3,73% et 2,24%.

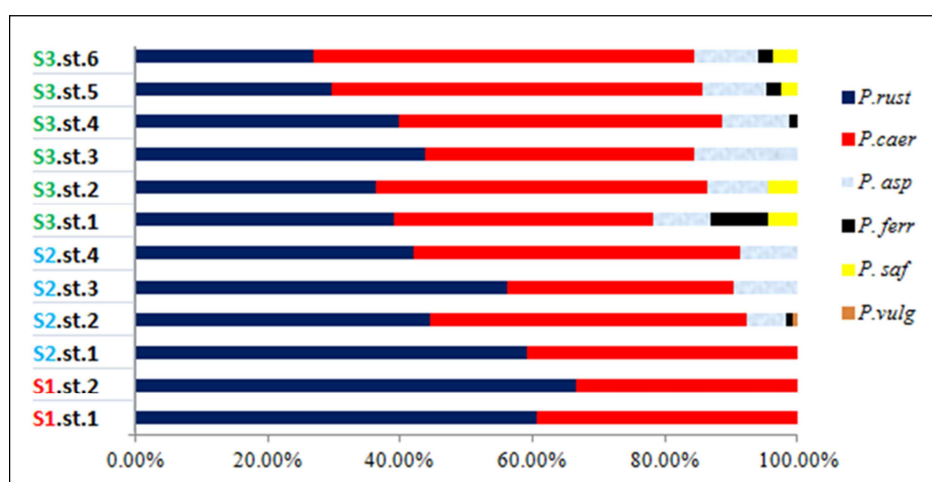


Figure 45 : Fréquences centésimales des 6 espèces de patelles dans les 12 stations échantillonnées dans le golfe de Skikda durant la période d'étude.

S1 st.1	plage Saf saf	S2 st.3	plage Marquette	plage Miramare	S3 st.3
S1 st.2	Ilot des chèvres	S2 st.4	plage militaire	plage près de Miramare	S3 st.4
S2 st.1	plage des chevaux	S3 st.1	port de Stora	plage la Carrière	S3 st.5
S2 st.2	plage château vert	S3 st.2	plage mollo	plage ravin des lions	S3 st.6

Le nombre des taxons à partir de la station S2 st.2 (plage château vert) s'allonge. Ceci est probablement dû à une affinité pour des eaux moins polluées, la caractéristique du substrat et les ressources florales. Les stations du secteur S1 (st.1 et st.2) abritent 2 espèces avec des densités moyennes respectives de 6,47% à 9,36% individus / 0,75 m⁻². Les stations de S2 st.2 à S3 st.6 contiennent de 3 à 5 espèces, avec des densités comprises respectivement entre 2,54% et 15,49 %. Les stations des secteurs centre (S2) et ouest (S3) sont en moyenne plus riches que celles des secteurs est (S1) et au niveau de la station st.2 (S2) de la baie de Skikda.

Certains taxons totalement disparus de certaines stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1, ou clairement déçus maintiennent leur aire de distribution dans les secteurs S2 et S3 avec des effectifs sensiblement réduits. Dans cette catégorie, on cite *P. aspera*, *P. nigra* et *P. ferruginea*. La patelle géante (*P. ferruginea*) et la patelle noire (*P. safiana*) sont rares ou absentes dans 7 stations (S1 st.1, S1 st.2, S2 st.1, S2 st.3, S2 st.4, S3 st.3 et S3st.4) alors que fréquemment la patelle bleue *P. caerulea* domine à l'ouest où elle dépasse la patelle rustique *P. rustica*.

La richesse totale est faible dans le secteur 1 à proximité du complexe poly-industriel (S1st.1, S1st.2 et S2 st.1) et sur une partie du secteur 2 (S2st.1) particulièrement près des exutoires urbains cependant elle croît vers le centre de la baie et vers l'ouest soit une richesse multipliée par près de 1,5 à 2.

A l'échelle sectorielle, le secteur est (Stations S1 st.1 et S1 st.2) de la côte ne semble pas présenter un lieu favorable pour toutes les espèces de patelles, mais plutôt pour *P. rustica* et *P.caerulea*. Au total 88 individus de *P. rustica*, sont dénombrés contre 49 individus de *P. caerulea*. Egalement la forte présence de *Chthmales* et de *Siphonaria* est notée.

Le secteur centre (Stations S2 st.1, S2 st.2, S2 st.3, S2 st.4) est remarquablement riche et diversifié, 5 espèces de patelles sont recensées avec notamment 2 espèces *Ch. stellatus* et *Ch. Montagui* très abondantes. Elle marque aussi la présence de *P. vulgata*, *P. ulyssiponensis*, *P. ferruginea* et *P. nigra*. Néanmoins, cet ensemble de stations ne semble pas présenter un lieu favorable pour ces espèces, mais plutôt pour *P. rustica* et *P.caerulea*. Au total 161 individus de *P. rustica*, sont collectés contre 139 individus de *P. caerulea*.

Le secteur ouest (Stations S3 st.1, S3 st.2, S3 st.3, S3 st.4, S3 st.5 et S3 st.6) compte également 5 espèces pour un total de 406 individus. L'effectif le plus réduit avec une richesse spécifique élevée, 22 individus et 4 espèces est enregistré dans la station S3 st.2, tandis que la station S3 st.6 possède l'effectif le plus élevé 134 individus avec 5 espèces.

4. Variations saisonnière de la distribution des espèces de patelles.

Le suivi saisonnier montre que globalement les effectifs les plus importants sont observés durant l'été et l'automne (Fig. 46).

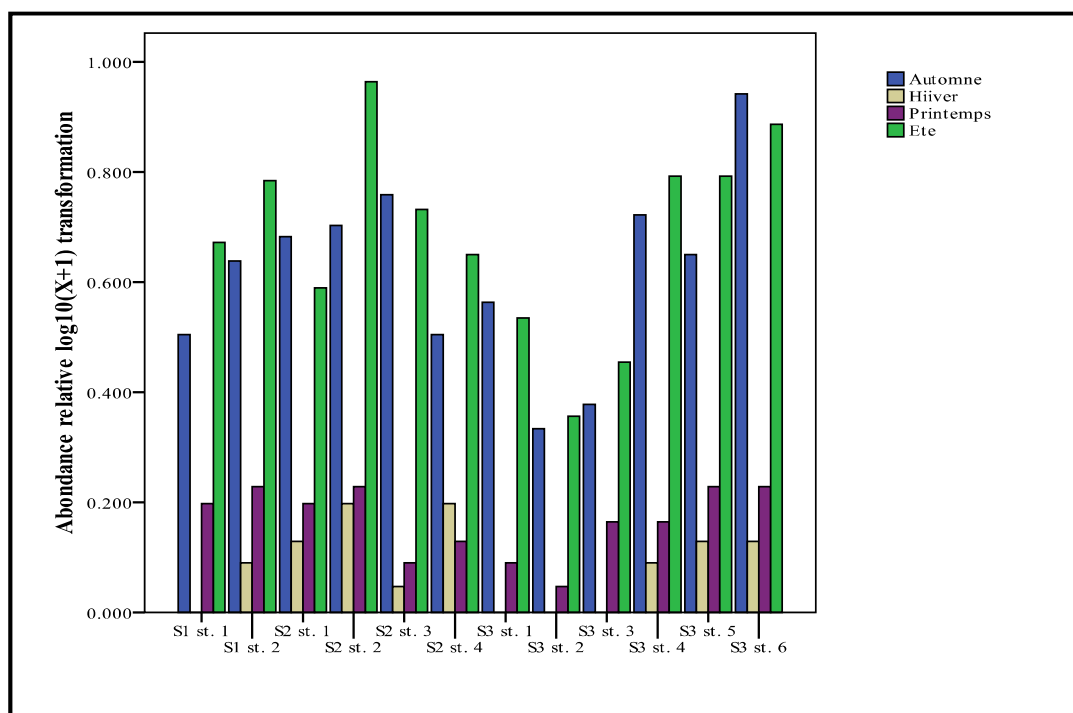


Figure 46 : Nombre d'individus [par unité d'espace (N/m^2)] des patelles dans les 12 stations le long du transect est-ouest entre septembre 2008 et août 2009.

3.1.2.2. Evolution de la diversité spécifique et de l'Équitabilité.

L'évaluation de l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver (H') de ce peuplement dans les stations du golfe de Skikda consiste dans un premier temps, à comptabiliser pendant la période d'étude, les abondances relatives de toutes les espèces de *Patella* collectées sur les quadrats. Cet indice est compris entre $0,82 \pm 0,11$ bits (S2 st.1) et $1,76 \pm 0,20$ bits (S3 st.1) pour l'ensemble des stations (Tab. 37 et Fig. 47). L'Équitabilité de Pielou varie entre $0,33 \pm 0,06$ (S2 st.1) et $0,71 \pm 0,11$ (S3 st.1). L'indice de Shannon-Weaver (S-W) est inférieur à 1 dans 3 stations (S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1). Dans les stations du secteur ouest (S3) et la station S2 st.2 ont en moyenne une richesse spécifique supérieure à celles du secteur est (S1). Les valeurs de la diversité H' et de l'équitabilité deviennent maximales vers le secteur S2 à partir de la 2^{ème} station (S2 st.2) (Fig. 47).

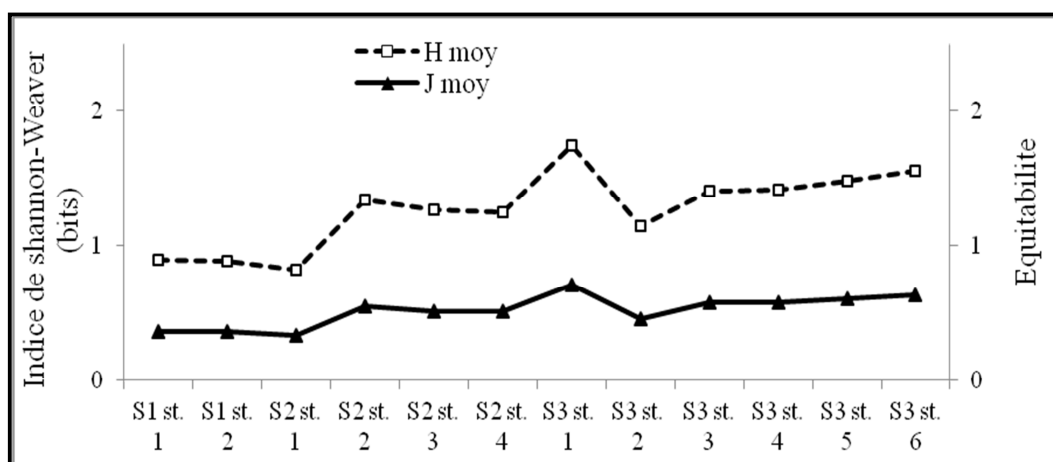


Figure 47 : Evolution de l'indice de Shannon-Weaver (H' moy) et de l'Equitabilité (J) entre septembre 2008 et août 2009 dans la baie de Skikda.

Tableau 37 : Relation entre l'indice de diversité spécifique de Shannon-Weaver (H' moy) et les niveaux de pollution (*Wilhm et Dorris, 1966 ; Jhingran, 1989, Khan et al., 2007*).

Stations	Indice de Shannon-Weaver (H')	Conditions de l'eau
S1st.1	0,89 ±0,07	>3 Propre
S1st.2	0,88 ±0,14	
S2st.1	0,82 ±0,11	
S2st.2	1,35 ± 0,10	Modérément polluée
S2st.3	1,27 ±0,12	
S2st.4	1,25 ±0,11	
S3st.1	1,76 ±0,20	1-3
S3st.2	1,25 ±0,34	Intensément polluée
S3st.3	1,41 ±0,06	
S3st.4	1,42 ±0,13	
S3st.5	1,48 ±0,26	
S3st.6	1,56 ±0,21	<1

3.1.2.3. Classification ascendante hiérarchique.

La méthode de zonage utilisée est la classification hiérarchique ascendante qui associe des stations dont les moyennes des indices S-W et la richesse spécifique sont comparables pour un nombre de classes donné. Les stations homogènes sont réparties sur 2 secteurs de la zone d'étude. Les paramètres étudiés sont :

1. l'indice de Shannon-Weaver.
2. la richesse spécifique.

Sur le dendrogramme figurent les résultats en points colorés (Fig. 48). Chaque couleur représente un groupe de classes. Le groupe (1) comprend une classe en rouge.

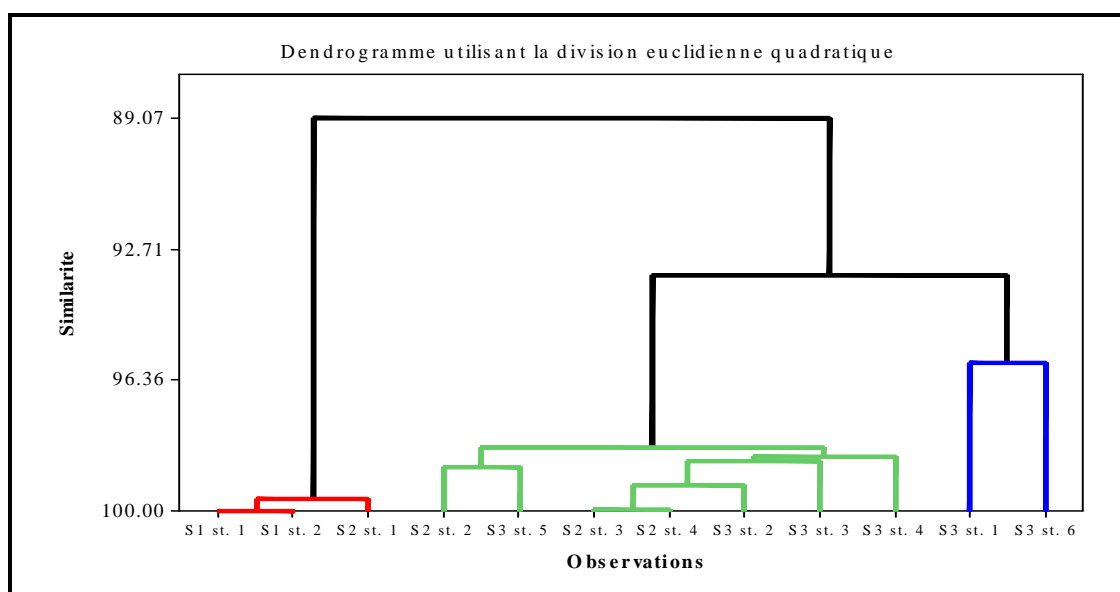


Figure 48: Dendrogramme du regroupement des 12 stations méthode du lien simple et la distance quadratique Euclidienne, sur les variables (H' , S) du peuplement de patelles du golfe de Skikda.

Elle fusionne 2 stations côtières situées dans le secteur 1 (st.1, st.2), ainsi qu'une station du secteur 2 (st.1) avec une moyenne de H' minimale (0,82) et une valeur de la richesse spécifique totale égale à 2. Ces 3 stations enregistrent la plus faible diversité et possèdent approximativement les mêmes caractéristiques (Tab. 38).

Le groupe (2) définissant 2 subdivisions. La 1^{ère} englobe 7 stations (S2 st.1, S3 st.5, S2 st.3, S2 st.4, S3 st.2, S3 st.3 et S3 st.4) en vert et comprend principalement des plages de baignade se trouvant au centre et à l'ouest du golfe de Skikda. Ce lot se caractérise également par la présence d'une source de contamination anthropique et l'absence de rejets industriels, seuls des émissaires urbains et des embouchures de rivières non permanentes sont notés. Alors que la 2^{ème} subdivision comporte 2 stations (S3 st.1 et S3 st.6) en bleu présentant une connexion entre les valeurs de la richesse spécifique. Cela soutient l'hypothèse que ce sont des habitats de fortes potentialités. Ces stations sont localisées dans le secteur 3 dans la partie ouest

du golfe de Skikda seulement les valeurs de H' confirment également des perturbations (Tab. 37).

Tableau 38 : Groupes de stations homogènes obtenus par l'analyse hiérarchique sur la matrice (H' et S) durant deux années pour le golfe de Skikda.

Groupes	Symboles des stations	Stations
1 ^{er}	S1 st.1, S1st.2 et S2 st.1	Plage Saf saf, Îlot des chèvres et Plage des chevaux.
2 ^{ème}	S2 st.2, S3 st.5, S2 st.3, S2 st.4, S3 st.2, S3 st.3, S3 st.4.	Plage château vert, Plage Carrière, Plage Marquette, Plage Militaire, Plage Mollo, Plage Miramar et Plage près de Miramar.
	S3 st.1 et S3 st.6.	Port de Stora et Plage Ravin des lions.

3.1.2.4. L'analyse de Variance Multivariée : Modèle linéaire généralisé MANOVA.

La comparaison entre les 2 clusters pour l'ensemble des 2 variables étudiées est réalisée à l'aide de l'analyse de la variance multivariée employant les 3 tests statistiques : Wilk's Lambda, Lawely -Hotelling et Pillai's trace (Tab. 39). Les valeurs de la probabilité p montrent bien que les 3 tests statistiques conduisent aux mêmes résultats c'est-à-dire à l'existence des différences très hautement significatives entre les 2 groupes de stations du golfe de Skikda.

Tableau 39 : Comparaison entre 3 groupes de stations par les 2 indices écologiques H' et S : Résultats des tests de l'Analyse de Variance Multivariée (MANOVA) : Modèle linéaire généralisé (H'_{Moy} , S_{Moy} versus clusters) $s = 2$; $m = -0,5$; $n = 2,0$.

Tests statistiques	Valeur observée du test	F_{obs}	P
Wilks'	0,07998	10,144	0,000 ***
Lawley-Hotelling	10,23363	17,909	0,000 ***
Pillai's trace	1,02156	4,698	0,009 *

MANOVA pour clusters $p \leq 0,001$ (***) différences très hautement significatives.

L'étude du plan H' moy- S moy (Fig. 49) affiche les stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1 regroupées à proximité de l'origine des 2 axes avec les plus petites valeurs de l'indice de Shannon-Weaver et une richesse spécifique de 2 espèces seulement (*P. rustica* et *P. caerulea*). Ce groupe se situe à l'ouest du nouveau port de Skikda du côté du point de rejet des eaux usées industrielles et urbaines via oued Saf saf et du côté de l'ancien port au point de rejet des eaux

usées urbaines via oued Béni Malek avec les plus faibles valeurs de H' moy et S moy. Le 2^{ème} ensemble de stations comporte 2 sous-groupes. Le 1^{er} avec des valeurs de H' de l'ordre $1,25 \pm 0,34$ (S3 st.2) à $1,48 \pm 0,26$ (S3 st.5) et la richesse spécifique comprise entre 3 (S2 st.3, S2 st.4, S3 st.2, S3 st.3 et S3 st.5) et 5 espèces (S2 st.2 et S3 st.5).

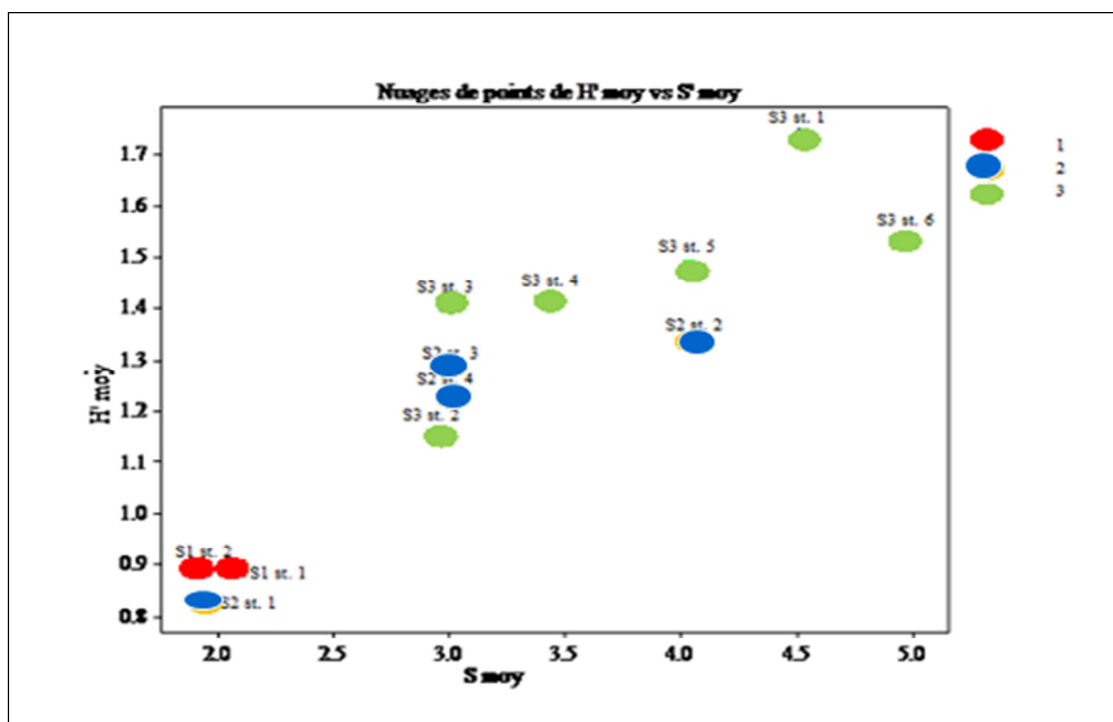


Figure 49 : Evolution de la richesse spécifique en fonction de la diversité de Shannon-Weaver.

Enfin dans le 2^{ème} sous-groupe, 2 stations S3 st.1 et S3 st.6 cumulant chacune une RS moyenne de 5. La valeur la plus levée de l'indice de diversité de Shannon-Weaver est dans la station de l'arrière port de Stora ($1,76 \pm 0,20$) alors qu'elle est de $1,56 \pm 0,21$ à la station de référence (S3 st.6).

4.3.2. Résultats des paramètres physicochimiques dans les eaux de surface du golfe de Skikda.

Les résultats des paramètres physicochimiques des eaux littorales de la baie de Skikda de juillet 2008 et ceux réalisés entre septembre 2008 et août 2009 sont consignés sur le tableau 40 et en annexe 3 : tableaux I, II, III, IV, V et VI.

Tableau 40 : Caractéristiques physicochimiques des eaux littorales des 12 stations prospectées de Skikda suivis préliminaire (juillet, 2008) et principal (moyennes± écart types).

Période	Paramètres	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Juillet 2008.	T°C	26,10	31,60	28,05	1,24
	pH	6,89	8,42	8,03	0,32
	S PSU	36,88	-	37,98	0,88
	%O ₂	61,8	111	93,90	17,92
Septembre 2008 à aout 2009.	T°C	10,6	30,6	18,27	4,41
	pH	6,89	8,43	8,08	0,26

3.2.1. Résultats des 4 paramètres physicochimiques (Prélèvements de juillet 2008).

Ces résultats concernant 4 paramètres physico-chimiques : la salinité, la température, le pH et le % O₂ dissous, suivis pendant un mois dans 12 stations (Fig. 50 et annexe 3, Tab I, II, III et IV).

3.2.1.1. Le pH.

Durant le mois de juillet 2008, la valeur moyenne du pH enregistrée dans les 3 stations : S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1 est inférieure à 8, indiquant un pH proche de la neutralité (Fig. 50 a). La valeur maximale ($8,39 \pm 0,03$) est relevée dans la station S3 st.6 (plage Ravin des lions), où aucun rejet des eaux usées n'est signalé.

3.2.1.2. La température.

Sur la figure 50 b, sur l'ensemble de la zone d'étude, la température est relativement homogène, elle fluctue respectivement entre $26,43 \pm 0,41$ °C (S1 st.2) et $31,13 \pm 0,27$ °C (S3 st.2).

3.2. 1.3. La salinité.

Les valeurs légèrement basses sont enregistrées aux stations S1 st.1, S1 St.2, S2 st.1 et S2 st.2 (Fig. 50 c). Ces stations sont situées respectivement à proximité de l'oued Saf saf, de l'émissaire urbain, et de l'oued Béni Malek. Néanmoins, les valeurs de la salinité au niveau des stations proches des embouchures des oueds et des installations industrialo-portuaires ne semblent pas trop affectées par les eaux usées industrielles et domestiques.

3.2.1.4. L'O₂ dissous.

La variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous est marquée par un maximum de saturation de l'ordre de $110 \pm 1\%$ à la station S3 st.6. Ces valeurs sont variables d'une station à l'autre et un minimum de $63,89 \pm 1,38\%$ (Fig. 50 d) est mesuré à l'îlot (S1 st.2).

Ces valeurs relevées dans les différentes stations de la baie de Skikda permettent de distinguer 2 groupes de stations dont l'évolution est similaire.

- Le groupe 1 avec les stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1 (de $64,51 \pm 1,79\%$ à $65,51 \pm 1,09\%$).
- Le groupe 2 avec les stations S2 st.2, S2 st.3, S2 st.4, S3 st.1, S3 st.2, S3 st.3, S3 st.4, S3 st.5 et S3 st.6 (de $99,67 \pm 1,53$ à $110,00 \pm 1,00\%$).

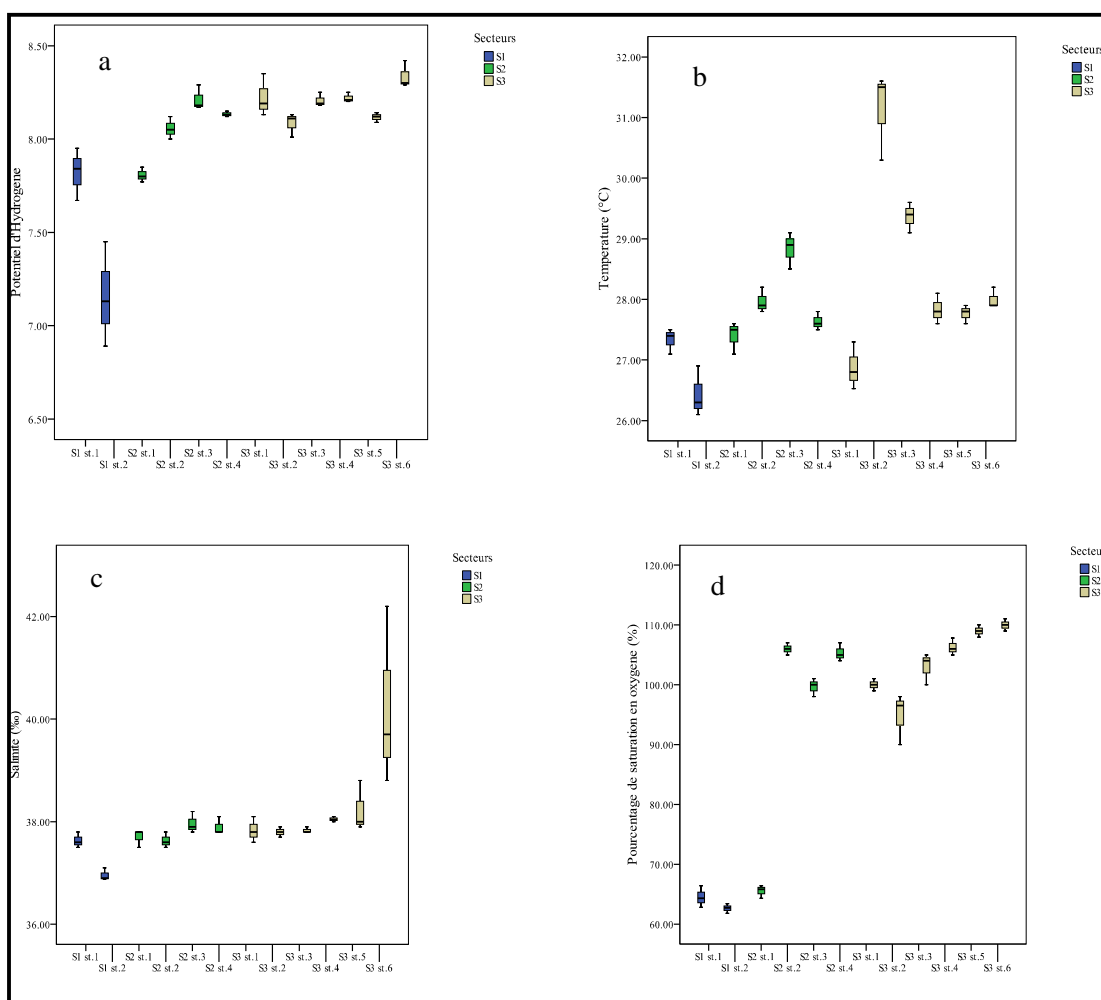


Figure 50 : Évolution saisonnière moyenne de la température, du pH, de la salinité et du % en O₂ dissous au niveau de la baie de Skikda (juillet 2008).

3.2.2. Résultats de l'analyse de la température et du pH de septembre 2008 à août 2009.

Entre septembre 2008 et août 2009, les moyennes de température et de pH des eaux de surface littorales enregistrées sont respectivement de l'ordre de $18,27 \pm 4,41^\circ\text{C}$ et $8,08 \pm 0,26$ (Tab. 41).

Tableau 41 : Relevé global des paramètres physicochimiques dans les eaux littorales de Skikda (Suivi entre septembre 2008 et août 2009).

	Eté	Automne	Hiver	Printemps
pH (Sørensen)	$8,07 \pm 0,26$	$8,19 \pm 0,15$	$8,03 \pm 0,22$	$8,06 \pm 0,36$
Température ($^\circ\text{C}$)	$24,87 \pm 1,25$	$18,25 \pm 1,05$	$13,04 \pm 0,83$	$16,66 \pm 0,83$

(Température en degré Celsius) et pH (Potentiel d'hydrogène en Sorensen)

3.2.2.1. Le pH.

Les valeurs concernant le pH sont mentionnées dans le tableau VI en annexe 3. Le pH minimal est de 6,89 (S1 st. 2) alors que le maximum est de 8,43 (S3 st.6) mesuré en période estivale. Les valeurs du pH mesurées dans l'ensemble des stations en été ($8,07 \pm 0,26$), en automne ($8,16 \pm 0,16$), en hiver ($8,03 \pm 0,22$) et au printemps ($8,06 \pm 0,36$) indiquent une différence significative entre les périodes estivale, hivernale et printanière et la période automnale. Les stations (S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1) présentent des pH proches de la neutralité. Les valeurs les plus basses (< 8) sont notées dans les stations S1 st. 1, S1 st. 2, S2 st. 1, S2 st.3 et S2 st.4 recevant les apports d'eaux des oueds (Saf saf, Béni malek et Kantara), des eaux de traitement du pôle industriel et des rejets municipaux (rejet de tunnel de l'îlot). En hiver, la situation est marquée par des valeurs de pH comprises entre 7,33 et 8,34 pour les prélèvements (S1st.1 à S3 st.6) effectués durant les mêmes périodes. Le minimum pH=6,89 est relevé dans la S1 st.2 pendant la saison d'été et le maximum pH=8,43 est enregistré dans la station S3 st.6 ; à la même saison. Le pH moyen de l'eau de mer de la plage Ravin des lions (S3 st.6), où aucun rejet des eaux usées n'est signalé, est de $8,39 \pm 0,03$.

Nous notons au niveau des stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1, que le pH se stabilise et avoisine des valeurs de 6,89 à 8,21.

3.2.2.2. La température.

Les températures relevées montrent que les périodes saisonnières sont en relation avec les conditions météorologiques à savoir les plus élevées en été (30,60°C- 29,7°C) et les plus basses en période hivernale. En effet les températures notées en hiver sont de l'ordre de 10,60°C et 14,7°C. Les températures enregistrées en automne (17,77-19,23°C) sont légèrement supérieures à celles du printemps (15,53-18,10°C) (Tab. 40). La température de la surface de l'eau est en relation avec la température de l'air. Le facteur de corrélation est très élevé ($r^2=0,903$). La droite de régression de la température de l'air est linéaire à la température de l'eau de mer (Fig. 51).

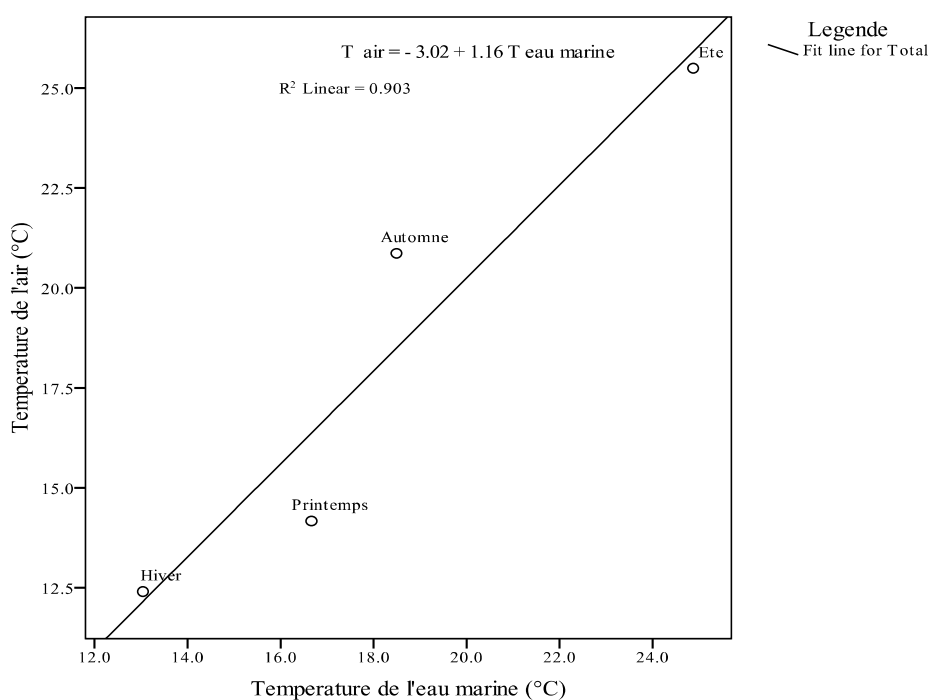


Figure 51 : Variation de la température de l'air en fonction de la température de l'eau.

En automne, la température de l'air est supérieure à celle de l'eau (écart thermique de 2,38°C). Alors que les températures de l'été des 2 milieux sont très étroites (25,5°C pour l'air et de 24,87°C pour les eaux marines de surface). Au printemps et en hiver, l'effet s'est inversé, les écarts respectifs sont de 2,49°C et 0,64°C. La température de l'air est inférieure à celle de l'eau de surface. En hiver l'écart thermique enregistré est inférieure à l'unité (0,64°C). Le

profil de température (Fig. 52) reflète les variations saisonnières des températures dans le golfe de Skikda avec des moyennes des minima comprises entre 10,6°C et 10,8°C respectivement dans les stations S3 st.6 et S1 st.1 en hiver.

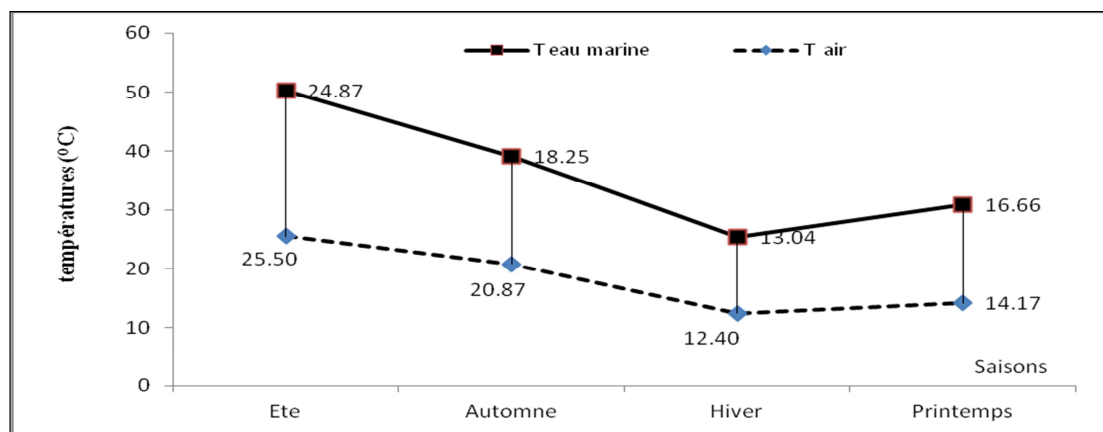


Figure 52 : Evolution saisonnière des températures de l'eau de mer et de l'air dans la baie de Skikda durant la période d'étude.

En été, les maxima moyens sont de l'ordre de 30,6°C (S3 st.3) et une valeur de 29,7°C est enregistrée dans la station S3 st.2 (Tab. V et VI en annexe 3).

Les résultats de l'analyse de variance à 2 critères de classification ne montre pas de variations de température entre les stations ($P > 0,05$) tandis que pour les saisons, le test d'ANOVA indique des différences hautement significatives à ($P < 0,001$). L'analyse univariée des résultats montre que l'interaction de station/saison affecte significativement la température ($P = 0,013$). Le pH varie significativement entre les 12 stations ($P < 0,001$) et aussi entre les 4 saisons ($p = 0,004$) et également l'interaction de station* saison affecte significativement le pH ($P < 0,05$) (Tab. 42 et figs. 53 et 54).

Tableau 42: Résultats de l'analyse de variance univariée des 2 facteurs fixes: température et pH.

	Stations	Saisons	Stations * saisons
T°C	0,723	551,355**	2,997*
Signification (P value)	0,18	0,000	0,013
pH	65,122	4,914	2,748*
Signification (P value)	0,000	0,004	0,020

Température, pH (* significatif ($P < 0,05$); ** très significatif ($P < 0,001$). DDL (Station)=2; DDL (Saison)=2; DDL (Station * saison)=6.

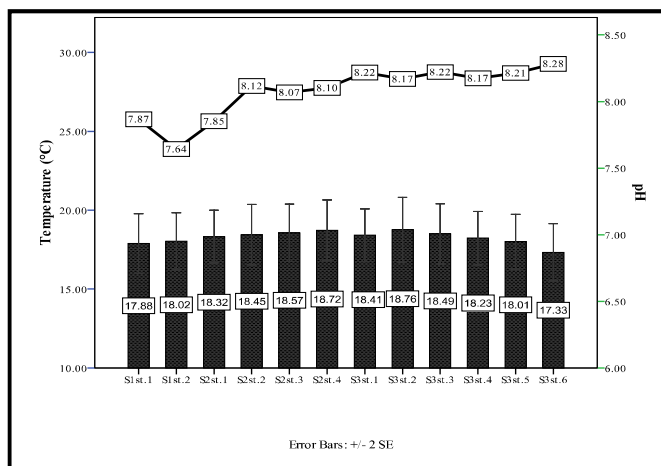


Figure 53: Moyenne (+1 SE) stationnelle de la température et du pH dans les eaux du golfe Skikda.

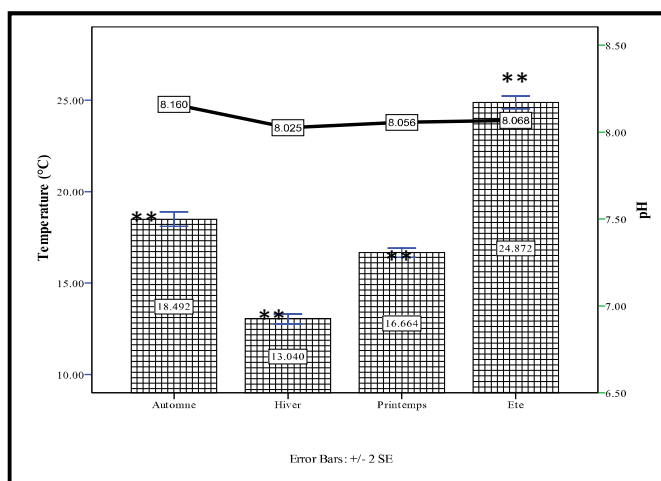


Figure 54 : Moyenne (+1 SE) saisonnière de la température et du pH dans les eaux du golfe Skikda.

L'analyse descriptive indique que les saisons froides sont l'hiver et le printemps. En saison post estivale, les températures sont rarement supérieures à 21°C, à l'exception des stations S1 st.1 (21,1°C).

3.3. Résultats des teneurs métalliques dans les eaux de surface du golfe de Skikda.

3.3.1. Variations spatiales des concentrations métalliques.

L'ensemble des résultats de cette étude test sont obtenus par des analyses d'échantillons d'eau des concentrations de 9 métaux étudiés mesurés au cours des 3 prélèvements par station pour le mois de juillet 2008 pour préciser les niveaux de contaminants présents dans la colonne d'eau.

Les tableaux 43 et 44 (Voir Tab. VII, VIII et IX, en annexe 3) indiquent les valeurs des éléments traces métalliques déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique (cadmium, cuivre, fer, nickel, zinc et manganèse), la spectrométrie d'émission atomique à source plasma couplé par induction (ICP-AES) (chrome et plomb) et le mercure par absorption à vapeur froide.

Le fer et le zinc enregistrent les plus grandes concentrations. Le chrome n'est pas détecté dans les eaux du golfe de Skikda. Cet élément est exclu des études statistiques. Aucun gradient de concentration polymétallique n'est détecté dans les stations S2 st.4, S3 st.3, S3 st.4, S3 st.5 et S3 st.6. En plus, les concentrations mesurées ne semblent pas indiquer une contamination des eaux littorales. Elles sont particulièrement inférieures aux directives algériennes (*JORA, 2006*). A l'inverse, selon les données de l'*IBGE*¹⁸ certaines concentrations sont toxiques. Nous interprétons les moyennes des ETM enregistrées en fonction de ce standard. Afin d'expliquer les différents résultats obtenus par l'analyse des 9 métaux, nous établissons des histogrammes de barre qui reflètent de façon claire les variations des teneurs de chaque métal en fonction des stations échantillonnées. La hauteur de chaque barre est calculée à partir des 3 mesures du métal correspondant à la station. Les séquences métalliques globales détectées dans les 8 stations sont illustrées selon l'ordre décroissant (Fig. 55 a, 5 b, 56 c, 55 d, 55 e, 55 f, 55 g et 55 h). Les teneurs en mercure sont ensuite tracées séparément des autres éléments en raison de leurs valeurs faibles (Fig. 56). Elles sont comprises entre 0,34 µg/l (Mercure) et 17,05 µg/l (Zinc). Quatre métaux lourds (Zn, Fe, Cd et Mn, Ni et Cu) enregistrent des seuils importants.

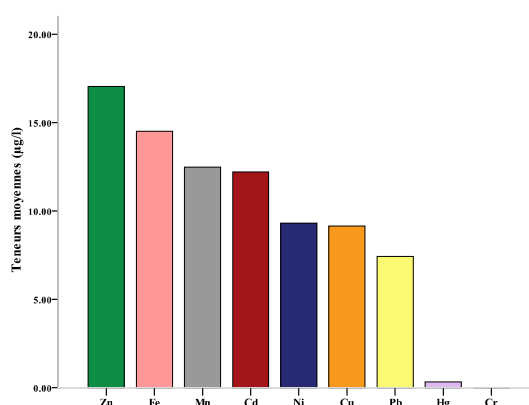


Figure 55 : La répartition des teneurs des métaux étudiés dans les eaux de surface.

¹⁸ Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement.

(a) Concentrations métalliques dans les eaux de surface du golfe de Skikda.

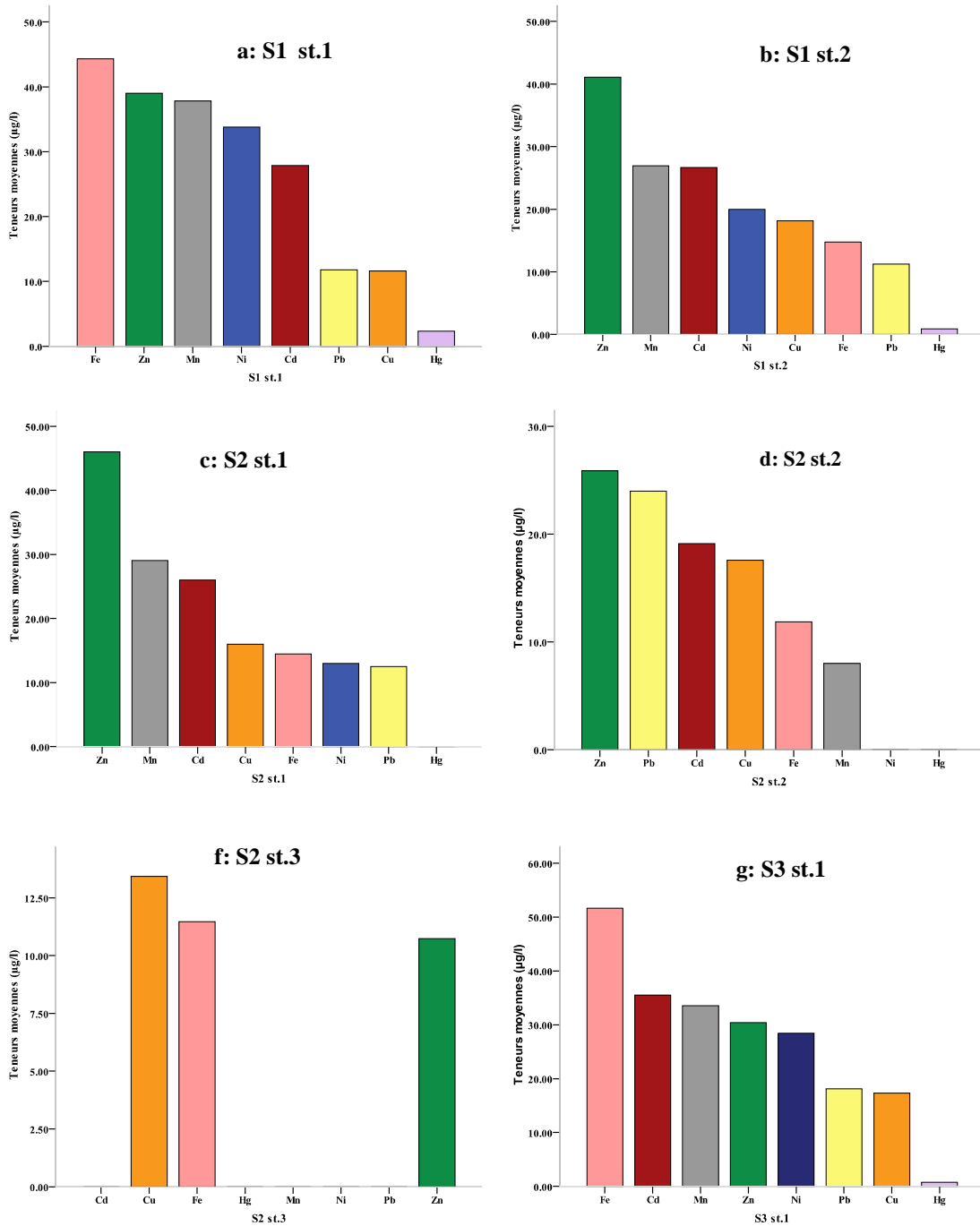


Figure 55 : (Suite)

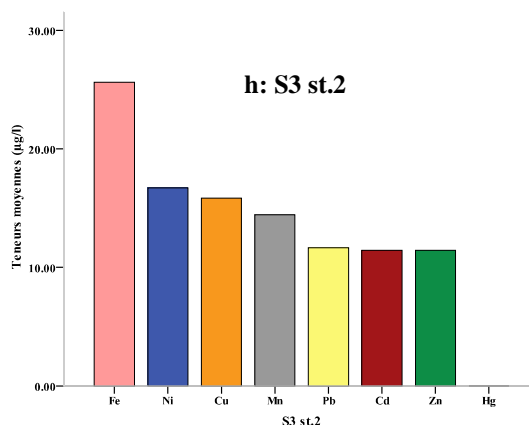


Figure 55 : (Suite).

Tableau 43 : Les concentrations métalliques (teneurs exprimées en µg/l) dans les eaux de mer de surface du golfe de Skikda (juillet, 2008).

Métaux (µg/l)	Cd	Pb	Hg	Mn	Fe	Cu	Ni	Zn	Cr
Maximum	45,6	27,40	3,10	41,5	63,3	24,9	41,19	54,93	0
Minimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moyenne	12,22	7,44	0,34	12,48	14,51	9,16	9,32	17,05	0
Ecart-type	13,93	8,37	0,70	15,03	17,55	8,33	12,65	18,21	0

Tableau 44: Normes algériennes Décret exécutif n°06-141 et les normes de qualité de base pour les eaux de surface ordinaires (IBGE: Institut bruxellois pour la gestion de l'environnement).

		Métaux (µg/l)								
		Cd	Pb	Hg	Mn	Fe	Cu	Ni	Zn	Cr
Normes Algériennes (µg/l)	VL	200	500	10	1000	3000	500	500	3000	500
	TVLA	250	750	50	1500	5000	1000	750	5000	750
(AR du 4/11/1987) Données de l'IBGE (µg/l)		1	50	0,5	-	-	50	50	300	50

- **Cadmium.**

Les concentrations moyennes de cadmium enregistrées dans les eaux littorales des 12 stations sont variables. Elles vont de $27,87 \pm 3,11 \mu\text{g/l}$ à la station S1 st.1 et $35,5 \pm 8,78 \mu\text{g/l}$ à la station S3 st.1. Dans les stations S2 st.3, S2 st.4, S3 st.3, S3 st.4, S3 st.5 et S3 st.6, aucune quantité de cadmium n'est mesurée. D'autres charges de cadmium sont enregistrées au niveau des stations S1 st.2, S2 st.1 et S2 st.2 respectivement $26,67 \pm 2,97 \mu\text{g/l}$; $26 \pm 5,57 \mu\text{g/l}$ et $19,13 \pm 4,04 \mu\text{g/l}$.

- **Plomb.**

Les teneurs moyennes sont assez élevées. La valeur maximale moyenne est de l'ordre de $24,0 \pm 3,56 \mu\text{g/l}$ (S2 st.2). D'autres teneurs importantes sont mesurées dans les stations S3 st.1 et S2 st.1 (respectivement $18,12 \pm 2,37 \mu\text{g/l}$ et $12,50 \pm 2,66 \mu\text{g/l}$). Dans 6 stations : S2 st.3, S2 st.4, S3 st.3, S3 st.4, S3 st.5 et S3 st.6, les concentrations ne sont pas détectées ou nulles.

- **Mercure.**

Les valeurs demeurent assez importantes à non décelables dans certaines stations de la zone d'étude (Fig. 56). Deux stations enregistrent des concentrations de l'ordre de $2,32 \pm 0,78 \mu\text{g/l}$ à $0,91 \pm 0,17 \mu\text{g/l}$ respectivement S1 st.1 et S1 st.2. Dans l'arrière port de Stora, elle avoisine $0,75 \pm 0,178 \mu\text{g/l}$.

- **Manganèse.**

Les teneurs moyennes en manganèse oscillent de $37,83 \pm 3,43 \mu\text{g/l}$ (S1 st.1) ; $26,93 \pm 4,15 \mu\text{g/l}$ (S1 st.2) et $29,07 \pm 3,01 \mu\text{g/l}$ (S2 St.1) et $8,00 \pm 7,01 \mu\text{g/l}$ (S2 st.2). La teneur maximale moyenne de $33,53 \pm 8,46 \mu\text{g/l}$ est mesurée dans la station S3 st.1.

- **Chrome.**

Cette mesure est réalisée par spectrométrie de masse à partir d'un seul prélèvement de l'eau de mer en juillet 2008. Il en ressort que les teneurs en chrome sont nulles. Ainsi les eaux littorales ne montrent aucune contamination des eaux par cet ETM.

- **Nickel.**

Les résultats des analyses des eaux des 12 stations exposent des teneurs localisées dans 4 stations. Elles s'échelonnent de $12,97 \pm 2,15 \mu\text{g/l}$ (S2 st.1) à $33,8 \pm 8,07 \mu\text{g/l}$ (S1 st.1).

- **Cuivre.**

La teneur maximale dans les eaux de surface de Skikda est de $18,13 \pm 2,11 \mu\text{g/l}$ à la station S1 st.2 (Fig. 55 b). Les concentrations importantes sont de l'ordre de $17,60 \pm 0,88 \mu\text{g/l}$ (S2 st.2) et $17,30 \pm 6,63 \mu\text{g/l}$ (S3 st.1).

- **Zinc.**

L'examen global des concentrations établit des valeurs respectives de $46,01 \pm 9,40 \mu\text{g/l}$ (S2 st.1), $41,09 \pm 8,49 \mu\text{g/l}$ (S1 st.2), $39,01 \pm 5,06 \mu\text{g/l}$ (S1 st.1) et $30,38 \pm 8,16 \mu\text{g/l}$ (S3 st.1). Les teneurs maximales sont enregistrées à la plage des chevaux : S2 st.1 (Fig. 55 c).

- **Fer.**

Les seuils importants sont de l'ordre de $51,63 \pm 10,98 \mu\text{g/l}$ (S3 st.1) à $44,3 \pm 6,61 \mu\text{g/l}$ (S1 st.1). Les teneurs nulles sont obtenues dans la station S2 st.4 et les 4 stations du secteur S3 (de S3 st.3 à S3 st.6).

3.3.2. L'analyse en mode univarié : ANOVA-modèle linéaire généralisé.

L'analyse en mode univarié réalisée sur les concentrations métalliques montre qu'il y a un effet station très hautement significatif $P < 0,001$, pour l'ensemble des métaux (Tab. X en annexe 3).

Une variation très significative de la distribution des teneurs des ETM entre les secteurs d'étude est établi (Tab. XI en annexe 3).

3.3.3. L'analyse bivariée (Corrélation de Pearson).

Pour mettre en évidence les éventuelles relations entre les différents paramètres mesurés dans les eaux marines de surface en combinant l'ensemble des stations d'étude (sans le Chrome), les coefficients de corrélation linéaires pour les 11 variables prises 2 à 2 sont donnés avec leur probabilité (Tab. XII, en annexe 3). La valeur de p indique si le facteur est significatif, cette influence est significative pour un facteur dont la p-valeur est toute petite. La

matrice des corrélations des divers paramètres entre eux montre qu'il y a des corrélations entre les métaux et les 3 autres paramètres (température, pH, et salinité).

Cette matrice de corrélation permet de noter de fortes corrélations positives entre les 8 métaux, le long de la baie de Skikda avec l'absence de corrélation entre la paire Cu/Hg. Le Cd semble être le métal le plus fortement corrélé avec le Mn (0,915 ; $P < 0,001$). D'autres métaux sont reliés positivement entre eux, plus particulièrement entre Fe/ Cd, Ni/ Cd, Mn/ Hg, Ni/ Fe et négativement avec la température, le pH et la salinité. La relation entre la température les métaux est significative avec le Cd (-0,458 ; $p < 0,05$), le Hg (-0,391 ; $p < 0,05$), Mn (-0,383 ; $p < 0,05$) et le Zn (-0,461 ; $p < 0,05$). Le nombre de corrélation devient plus élevé en combinant le pH et les métaux (relation non significative avec le Fer). Des anticorrélations significatives sont également mesurées entre la salinité et les 6 métaux : Cd, Pb, Mn, Cu, Ni et Zn.

Les 3 paramètres physicochimiques présentent entre eux une relation significative, excepté la paire température - salinité. Par contre, des corrélations négatives sont établies entre le pH et Pb (-0,336 ; 0,045); Cd (-0,533 ; 0,001), Mn (-0,383 ; 0,021), Ni (-0,459 ; 0,005), Cu (-0,475 ; 0,003) et Zn (-0,663 ; 0,000).

3.3.4. L'analyse en composantes principales (ACP) : Ordination des stations du golfe de Skikda sur la base des 8 métaux et des 3 paramètres physicochimiques.

Nous effectuons une analyse factorielle en composantes principales portant sur 36 prélèvements de surface et 11 paramètres descriptifs. Des corrélations entre les 11 variables incluses dans l'étude sont mentionnées dans le Tableau X en annexe 3. Cette matrice de corrélations est soumise à une ACP (extraction des composantes principales). Trois facteurs sont retenus et mis en rotation en utilisant la méthode Varimax. Cette approche permet d'expliquer 85,337% de la variance totale de l'échantillon. La matrice factorielle est représentée dans le tableau 45. Cette analyse montre que l'axe principal représente 63,566 %, de l'information, est caractérisé en positif par les métaux. L'analyse des **composantes principales** formule les différences entre les stations en tenant compte de l'ensemble éléments.

La matrice utilisée pour cette analyse comporte 12 observations et 11 variables (12x11). La valeur du coefficient de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) est de 0,58 (Tab.XIII en annexe 3). Les variables peuvent être factorisables dès que la valeur du KMO dépasse 0,5 (Kaiser et Rice, 1974). Les 3 premiers axes présentent respectivement 63,566%, 11,826% et

9,945% de l'information, soit un total de 85,337% de la variation totale des données (3 composantes principales sont extraites ayant les valeurs propres ou valeurs Eigen 6,992 ; 1,301 et 1,094 (Tab. 45, voir détail tab XIV, annexe 3).

Tableau 45 : Taux de participation de 3 axes factoriels dans l'établissement des plans de projection, F_n représentent les axes factoriels de l'ACP.

Axes factoriels	F1	F2	F3
% variance	63,566	11,826	9,945
% cumulé	63,566	75,391	85,336

Les coefficients (loadings) de ces composantes sur les variables (après avoir fait une rotation orthogonale Varimax sont illustrés dans le tableau 46 et la figure 56.

Tableau 46 : Matrice factorielle après rotation Varimax.

	Composantes		
	1	2	3
Cadmium	0,777	0,448	0,366
Plomb	0,847	-0,009	0,325
Mercure	0,384	0,773	0,072
Manganèse	0,774	0,548	0,249
Fer	0,941	0,221	0,005
Cuivre	0,804	-0,043	0,507
Nickel	0,741	0,548	0,105
Zinc	0,691	0,435	0,505
T°C	-0,006	-0,779	-0,184
S‰	-0,295	-0,046	-0,807
pH	-0,114	-0,483	-0,817

Méthode d'extraction : Analyse des composantes principales. Méthode de Rotation : Varimax avec Normalisation de Kaiser, Rotation avec 5 itérations.

- Le 1^{er} axe (expliquant 63,566%, de la variance totale) est développé par les variations concomitantes des teneurs des 7 éléments, le cadmium ($r=0,777$), le plomb ($r=0,847$), le manganèse ($r=0,774$), le fer ($r=0,941$), le cuivre ($r=0,804$), le nickel ($r=0,741$) et le zinc ($r=0,691$).

- Le 2^{ème} axe (11,826% de la variance totale) considère les variations antiparallèles du mercure ($r=0,773$) et de la température ($r=-0,779$).
- Le 3^{ème} axe (9,945%) oppose le pH ($r=-0,817$) et la salinité ($r=-0,807$).

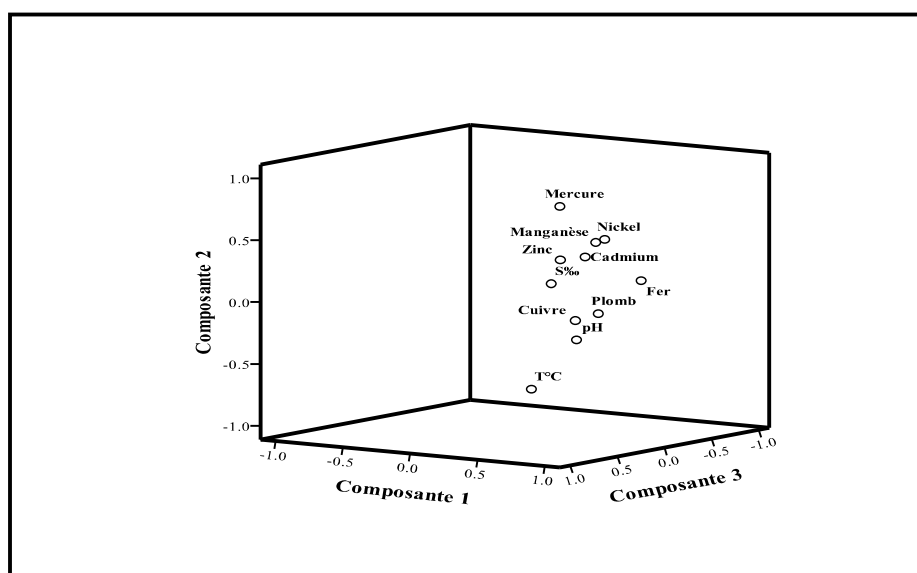


Figure 56 : Répartition des valeurs des 3 composantes pour les polluants métalliques étudiés.

La répartition des valeurs des 2 composantes pour les stations (Factor 1= valeurs de 1^{ère} composante, et Factor 2=valeurs de la 2^{ème} composante) explique que les composantes principales 1 et 2 prennent en compte presque 75,391% de l'inertie globale. L'examen de la carte des échantillons révèle un gradient marqué de contamination par station le long de l'axe Facteur 1 (cadmium, plomb, manganèse, fer, cuivre, nickel et zinc) très nette pour les stations S1 st.1 (Secteur 1) et S3 st.1.

Cette classification des échantillons en fonction des 3 paramètres physicochimiques et des teneurs des contaminants métalliques dans les eaux littorales de Skikda permet d'identifier 2 arrangements pour mettre en évidence les ressemblances et les dissemblances entre les stations d'échantillonnage.

Le niveau de contamination augmente en allant vers la droite. Ainsi les 6 stations S1 st.1, S1 st.2, S2 st.1, S2 st.2, S3 st.1 et S3 st.2 sont situées sur la partie positive des 2 axes corroborant les fortes teneurs des contaminants métalliques. En ce qui concerne les stations

S1st.1, et S3 st.1, elles sont localisées sur l'axe facteur 1 qui est principalement conditionné par (7 métaux). Ces métaux situés sur le même axe peuvent indiquer la même origine de pollution. Le mercure peut indiquer des comportements très différents des autres métaux étudiés et se trouve aussi lié aux rejets urbains (Fig. 57).

1. Groupe (1) comporte 6 stations plus polluées. La station S1 st.1 présente des teneurs élevées de métaux (Hg, Ni, Zn et Mn) et la station S3 st.1 qui est plus polluée par le Cd, Pb, Fe et Cu.

2. Groupe (2) englobe une seule station S2 st.3 dont les seuils de Zn, Fe et Cu sont assez importants. Ils doivent être **considérés comme dangereux pour les organismes marins**.

3. Groupe (3) réunit les stations propres où les seuils de métaux ne sont pas détectés dans les eaux de surface.

Le zinc, le fer, le cadmium et le manganèse sont considérés les éléments prédominants dans les stations des 3 secteurs.

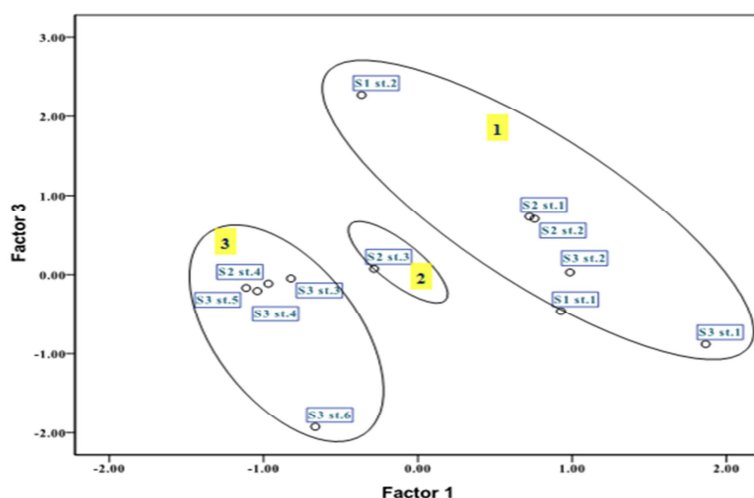


Figure 57 : Ordination des stations dans le plan factoriel formé par les composantes 1 et 3 par la mise en évidence de l'influence des paramètres physicochimiques et les teneurs des ETM.

3.4. Résultats des teneurs globales en hydrocarbures totaux dans les eaux de surface du golfe de Skikda.

Les concentrations moyennes des HCT dans les eaux de surface sont indiquées dans la figure 59 et exprimées en ppm (Annexe 3, Tab. XV). Les indicateurs statistiques déterminés sont exposés dans le tableau 48. Le classement par quartile des teneurs en hydrocarbures totaux des eaux marines indique que 25% sont inférieures à 0,44 ppm. Les teneurs maximales se trouvent localisées dans la station S3 st.1 (golfe de Stora) et S1 st.1 (plage Saf saf). Les faibles teneurs sont mesurées dans les 3 stations sont : S2 st.4, S3 st.3 et S3 st.4.

La moyenne est de l'ordre de 1,514ppm. La déviation standard est de 1,13ppm et la médiane est de 1,34ppm. La dispersion des concentrations est très faible (Tab. 47). La représentation graphique des moyennes observées distingue la contribution des stations dans la pollution de la zone d'étude (Fig. 58).

Tableau 47 : Indicateurs de la variabilité des HCT (exprimés en ppm) dans les eaux littorales de Skikda (juillet 2008).

Paramètre de dispersion	HCT (ppm)
Moyenne	1,514
Médiane	1,347
Standard de deviation	11,359
Minimum	0,167
Maximum	4,310
Percentiles 25 (1 ^{er} Quartile)	0,440
75 (3 ^{eme} Quartile)	2,396

Les valeurs minimales sont concentrées principalement des plages de baignade, territoire peu urbanisé et non industrialisé. En plus, une valeur relativement faible est rencontrée au niveau de la station plage militaire S2 st.4 : $0,232 \pm 0,104$ ppm. D'autres basses concentrations de l'ordre de $0,1671 \pm 0,06$ ppm à $3,414 \pm 0,97$ ppm sont mesurées respectivement dans les stations S3 st.4 et S3 st.1. Dans le secteur 2, les teneurs moyennes dans les 4 stations sont comparables, avec une légère augmentation de la valeur moyenne au niveau de la station S1 st.2 (plage des chevaux).

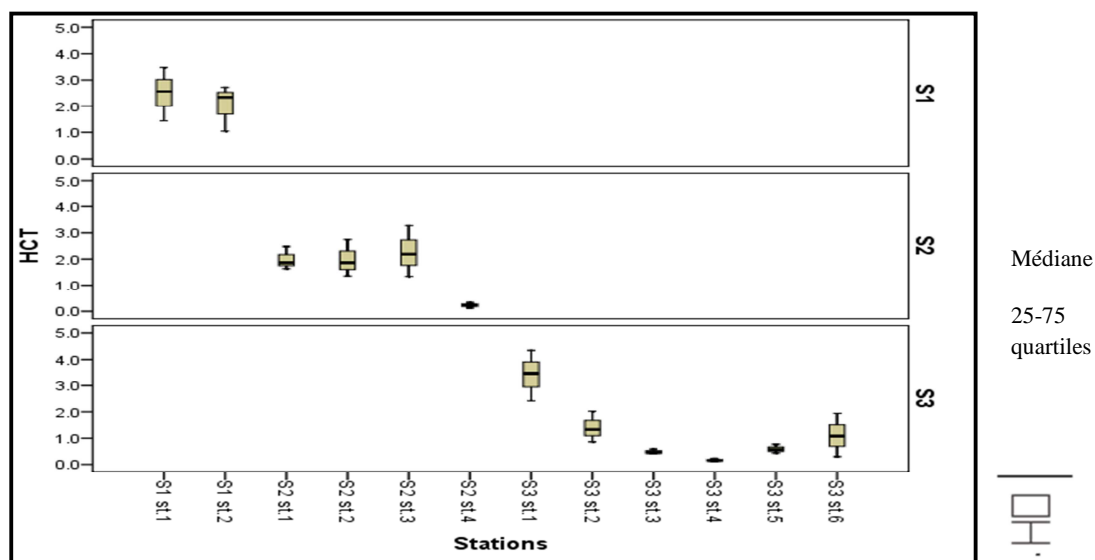


Figure 58 : La distribution de la variable HCT pour les différentes stations (Juillet, 2008).

3.4.1. Analyse de variance en mode univarié.

L'analyse en mode univarié établit une différence très hautement significative de la teneur moyenne des hydrocarbures totaux entre les stations ($p < 0,001$) (Tab. 48).

Tableau 48 : Comparaison entre les 12 stations, des valeurs moyennes des teneurs des hydrocarbures totaux pour le mois de juillet 2008: Résultats de l'analyse de la variance.

Source		Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	Fisher	Probabilité
HCT * Stations	Between	34,327	11	3,121	6,856	0,000
	Within Groups	10,911	24	0,455		
	Total	45,238	35			
S = 0,6743 R. carré = 75,88% R. carré (ajusté) = 64,83% Pr < F						

3.4.2. Analyse statistique bivariée.

Nous évaluons les interactions des hydrocarbures totaux avec les paramètres physico-chimiques à travers les corrélations de Pearson (Tab. 49) et de tau-b de Kendall et de Spearman (Tab. 50). La corrélation r de Pearson entre les 4 paires de variables (O_2/T , O_2/pH , O_2/S et pH/S) est positive.

Tableau 49 : Coefficients de corrélations de Pearson obtenus à l'échelle des 12 stations.

Corrélation de Pearson	Température	Salinité	Oxygène	pH	HCT
Température	1		-0,618* (0,032)		
Salinité		1	-0,584* (0,046)	0,666** 0,018	
Oxygène	0,618* (0,032)	0,584* (0,046)	1	0,795** (0,002)	
pH		0,666** (0,018)	-0,795** (0,002)	1	
HCT					1

*Corrélation significative au seuil alpha=0,05 ; ** Corrélation significative au seuil alpha= 0,01(test bilatéral) ; Valeurs significatives en gras (hors diagonale).*

Tableau 50 : Corrélations non paramétriques obtenues à l'échelle des 12 stations.

*Corrélation significative au seuil alpha=0,05 ;** Corrélation significative au seuil alpha= 0,01(test bilatéral);Valeurs significatives en gras (hors diagonale).*

Le tau-b de Kendall	Température	Salinité	Oxygène	pH	HCT
Température	1				
Salinité		1	0,739** (0,001)	0,625** (0,006)	
Oxygène		0,739** (0,001)	1	0,462* (0,039)	
pH		0,625** (0,006)	0,462* (0,039)	1	
HCT					1
Spearman					
Température	1				
Salinité		1	0,832** (0,001)	0,780** (0,003)	
Oxygène		0,827** (0,001)	1	0,614* (0,034)	-0,622* (0,031)
pH		0,780** (0,003)	0,614* (0,034)	1	
HCT			-0,622* (0,031)		1

Le tau-b de Kendall n'associe pas le paramètre température et les HCT aux 3 autres facteurs hydrologiques. Cependant il fait obtenir des interactions plus élevées entre O₂/pH et pH/S.

Le coefficient de corrélation de Spearman établit une anticorrélation pour la paire O₂ dissous-HCT (-0,411 ; 0,013). Il mesure des relations très positives entre le pH, la salinité et l'O₂ dissous.

3.5. Suivi des indices biologiques (abondance et indice de condition) chez *P. rustica*

L'objectif de ce travail est de suivre l'évolution stationnelle et saisonnière de l'abondance et de l'indice de condition chez *P. rustica*. Les paramètres physiologiques moyens des patelles utilisées dans cette étude sont mentionnés dans le tableau 51.

Tableau 51 : Moyenne des paramètres biométriques (moyenne ± écart type) de *P. rustica* mesurés dans les patelles du golfe de Skikda entre septembre 2008 et août 2009.

Paramètres	Moyenne ±SD
Taille	22,3±1,45mm
Poids des tissus	1,30±0,87g
Poids sec	0,20±0,06g
Indice de condition	21,93±2,6%.

3.5.1. L'abondance de *Patella rustica*.

3.5.1.1. L'évolution stationnelle et saisonnière de l'abondance.

La répartition spatiale de *Patella rustica* est relativement uniforme. Un total de 385 individus est collecté dans 12 stations sur une période d'une année. Cette espèce est localisée dans toute la zone d'échantillonnage mais elle est numériquement dominante dans 5 stations respectivement S1st. 2, S2 st.2, S1 st.1, S2 st.1 et S3 st.6 (Fig. 59).

L'abondance est relativement faible à S3 st.2, S3 st.3, puis une augmentation significative à partir des stations S3 st.4, S3 st.5 et S3 st.6. Les spécimens de cette espèce atteignent une abondance maximale, surtout en été et en automne. Globalement, les principales caractéristiques de distribution dévoilent 2 secteurs de forte abondance hausse (S1 et S2). Les effectifs sont significativement plus élevés dans les stations S1 st.2 (15,06±2,25%) et S2 st.2 (3,51±2,21%). Dans la plage mollo, elle est peu fréquente (2,08±0,73 %).

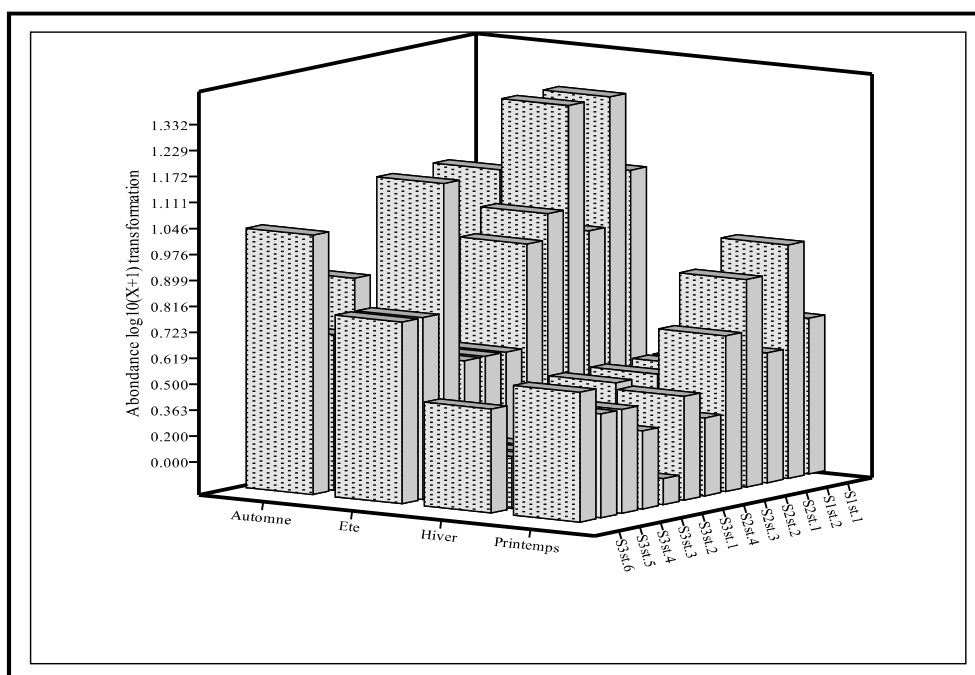


Figure 59 : Tendances saisonnière et stationnelle de *P. rustica* avec la fréquence (%): Abondance $\log_{10}(x+1)$ transformée.

3.5.1.2. L'analyse de variance.

La comparaison de l'abondance de *P. rustica* après transformation logarithmique des 12 stations montre que la variation de ce paramètre est très hautement significatif entre les stations et les saisons ($P < 0,001$). Par contre il n'y a pas de différence des moyennes dans l'interaction (station et saison) ($P > 0,05$) détectée sur la densité de *P. rustica* (Tab. 52) ce qui indique que la densité ne change pas dans toutes les stations au cours des saisons. Le test Tukey HSD classe les stations dans l'ordre décroissant $P < 0,05$: S3 st.2, S3 st.3, S3 st.1, S2 st.4, S3 st.5, S3 st.4, S2 st.3, S3 st.6, S2 st.1, S1 st.1, S2 st.2 et S1 st.2 et les saisons selon la séquence suivante : hiver, printemps, automne et été.

Ainsi les effectifs les plus élevés sont notés pendant les périodes estivale et automnale qui coïncident avec les périodes de températures élevées.

L'abondance totale (individu/m²) indique une grande différence de grandeur entre la plus basse et la plus élevée valeur mesurée respectivement dans les stations Mollo et l'îlot. Les résultats de variations entre les stations montrent que la densité est significativement plus

élevée dans les secteurs S1 et S2 réunissant les stations suivantes : S2 st.1, S1 st.1, S2 st.2 et S1 st.2 que celle du secteur S3.

Tableau 52 : Résultats de l'analyse univariée à 2 facteurs fixes testant l'abondance entre stations et saisons et l'interaction (station*saisonnalité).

	F (station)	F (saison)	F (station *saison)
Abondance	10,548**	47,901**	1,240 ^{NS}
<i>P</i> value	0,000	0,000	0,245

* ($P < 0,05$); ** ($P < 0,001$); NS ($P > 0,05$). DDL (station) = 11; ddl (saison) = 3; DDL (station *saisons) = 33. Affiché des degrés de liberté (DDL), F et la probabilité (*P*). $R^2 = 0,963$ (R^2 ajustée = 0.926).

3.5.2. L'indice de condition.

3.5.2.1. L'évolution stationnelle et saisonnière de l'indice de condition.

La synthèse des résultats relatifs à l'indice de condition et leur variations saisonnières et stationnelles sont détaillées sur la figure 60. L'indice de condition le plus bas est enregistré chez les patelles provenant de la plage Mollo (S3 st.2) ($20,67 \pm 5,86\%$). La comparaison des indices de condition des individus issus des stations du secteur S1 montre que les organismes de la plage Saf saf (S1 st.1) ont des indices élevés en été ($26,5 \pm 3,68\%$) et bas en hiver ($19,83 \pm 2,34\%$). Les individus de la station l'îlot (S1 st.2) détiennent des indices de condition faibles en automne ($22,01 \pm 5,85\%$) et élevés en été ($29,4 \pm 9,12\%$). La moyenne annuelle des indices de condition des patelles issues des stations (S1 st.1 et S1 st.2) du secteur 1 est de $22,70 \pm 4,97\%$ et de $26,93 \pm 6,61\%$.

Chez les individus du secteur 2 (S2 st.1, S2 st.2, S2 st.3, S2 st.4), les indices de condition les plus élevés sont observés en été (respectivement $29,17 \pm 7,54\%$; $29,17 \pm 7,37\%$; $29,0 \pm 7,97\%$; $30,67 \pm 11,04\%$). Au cours de l'été, les individus provenant des stations S3 st.3 et S3 st.5 inscrivent des IC également élevés ($27,02 \pm 7,92\%$ et $27,6 \pm 4,19\%$). L'évolution des moyennes annuelles est relativement similaire des patelles de la station S3 st.2 qui sont les plus bas au cours de cette période d'étude. Globalement, les IC les plus importants sont mesurés en été et s'échelonnent de $27,17\% \pm 6,69\%$ (S1 st.2) à $24,91 \pm 1,92\%$ (S3 st.6). Les valeurs les plus basses sont relevées particulièrement en hiver et au printemps respectivement (S3 st.2: $16,44 \pm 3,14\%$ et S1 st.1: $18,77 \pm 3,29\%$). Les valeurs faibles de toute station et en toute saison

traduisent une période de maturité sexuelle où on peut observer, pour l'ensemble des stations, une augmentation de l'indice de condition en été et en automne.

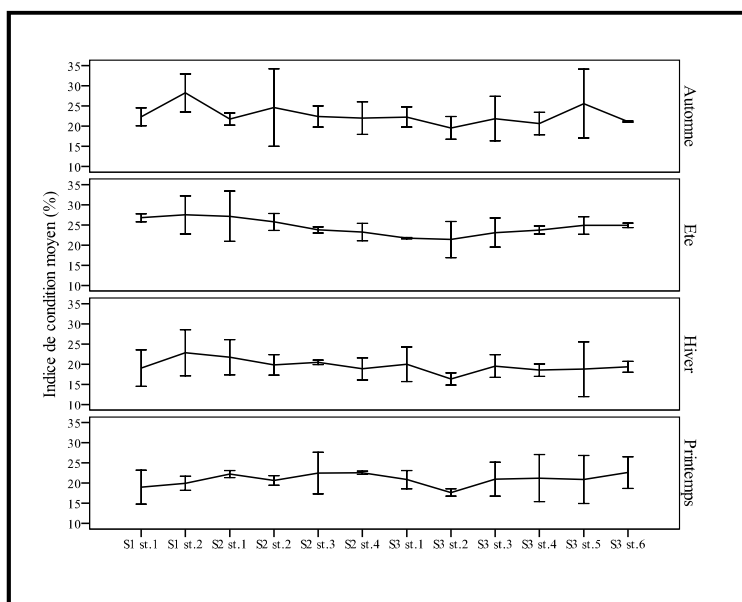


Figure 60 : Les fluctuations saisonnières de l'indice moyen de condition (+1 SE) de patelles de 12 stations sur une période d'étude de septembre 2008 à août 2009.

D'une manière générale, des indices élevés correspondent aux périodes de maturation de la gonade devant l'émission gamétique et à la période d'accumulation de réserves (Augmentation de la disponibilité de la nourriture).

3.5.2.2. L'analyse de variance.

Pour évaluer l'évolution stationnelle et saisonnière de l'indice de condition observées entre les stations et les saisons, nous employons une analyse de variance à 2 facteurs. Les patelles issues de la plage Saf saf, la jetée du port et le ravin des lions présentent à travers le test F une différence très hautement significative entre les stations ($P < 0,001$), également entre les saisons (Tab. 53).

Tableau 53 : Résultats d'une Analyse de variance à deux facteurs fixes. Test de l'indice de condition moyen chez *P. rustica* entre le site et la saison et l'interaction (le site et la saisonnalité) dans les eaux littorales de Skikda.

	F (station)	F (saison)	F (station*saison)
Indice de condition	6,056**	20,584**	0,888 ^{NS}
P value	0,000	0,000	0,636

* ($P < 0,05$) ; ** ($P < 0,001$); NS ($P > 0,05$). DDL (station) = 11; DDL (saison) = 3; DDL (site*saison) = 33. Degré de liberté, l'erreur quadratique moyenne (ms), F-ratios (F), la probabilité (P). $R^2 = 0,998$ (R^2 ajusté = 0,997).

Le test de Tukey HSD a classifié les stations dans l'ordre décroissant ($P < 0,05$) suivant: S3 st.2, S3 st.3, S2 st.2, S1 st.1, S3 st.5, S2 st.4, S3 st.1, S2 st.1, S2 st.3, S3 st.6, S3 st.5 et S1 st.2 et les saisons hiver, printemps, automne et d'été. Il n'y a pas d'interaction entre les 2 facteurs (station et saison) ($P > 0,05$).

3.5.3. L'influence de la Température et du pH sur la distribution et l'indice de condition des patelles.

Afin de mesurer la relation entre les facteurs physico-chimiques et l'abondance des patelles, nous utilisons la matrice de corrélation de Pearson fondée sur des valeurs saisonnières (Tab. 54). L'abondance est corrélée positivement avec la température ($r=0,586$, $P < 0,01$), aucune corrélation significative entre l'abondance et le pH. Cependant des corrélations significatives sont établies entre l'abondance et de l'indice de condition ($r=0,498$, $P < 0,01$) et aucune relation entre la température et le pH n'est mesurée.

Tableau 54: Coefficients de corrélation de Pearson entre l'abondance, l'indice de condition, la température et le pH.

	Abondance	Indice de condition	Température (°C)	pH
Abondance	1	0,498	0,586	x
Indice de condition	0,498	1	0,479	x
Température (°C)	0,586	0,479	1	x
pH	x	X	X	1

X : pas de corrélation significative* ($P < 0,05$); ** ($P < 0,001$); NS ($P > 0,05$)

Ceci suggère que les valeurs élevées d'abondance et de l'indice de condition de *P. rustica* sont induites par l'augmentation de température. La valeur du pH est presque neutre dans trois stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1. Il est alcalin dans les autres stations (de S2 st.2 à S3 st.6),

3.6. Résultats des teneurs métalliques dans les tissus entiers chez *P. rustica*.

Durant cette étude, nous déterminons la contamination métallique de *P. rustica* dans 3 stations du golfe de Skikda. Cette espèce est abondante le long du littoral rocheux de la baie de Skikda et elle est très facile à identifier. 160 échantillons sont analysés, le détail de l'échantillonnage en fonction des stations et des saisons est présenté dans le tableau 55. Les résultats relatifs aux variations stationnelles et saisonnières des concentrations métalliques en µg/g des 5 éléments suivis préférentiellement chez *P. rustica*: le Cadmium (Cd), le Plomb (Pb), le Zinc (Zn), le Cuivre (Cu) et le Nickel (Ni) sont présentées dans le tableau XVIII, XIX, XX, XXI et XXII en annexe 3. Les moyennes annuelles des concentrations sont calculées pour chaque station d'étude et chaque saison afin d'évaluer le degré de contamination de cette zone d'étude.

Tableau 55 : Nombre des échantillons pour l'analyse des ETM.

Hiver	40
Printemps	40
Eté	40
Automne	40

3.6.1. Niveau de concentrations métalliques et variation spatiotemporelle.

Le suivi des teneurs métalliques concernant 4 ETM de septembre 2008 à août 2009 permet d'évaluer le niveau de contamination de la patelle. Les polluants métalliques sont déterminés par spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme. Les figures 61, 62, 63, 64 et 65 illustrent les résultats des analyses de zinc, plomb, cuivre, cadmium et nickel. Nous comparons les concentrations métalliques moyennes des stations et des saisons. Toutes les données sont détaillées dans les tableaux XIV en annexe 3.3. En effet les résultats dévoilent la

présence des 5 ETM dans l'organisme entier de *P. rustica* issues des 3 stations. La séquence des valeurs moyennes enregistrées révèle cet ordre décroissant :

Zn (127,15 µg/g) > Ni (26,47µg/g) > Cu (16,37µg/g) > Cd (15,88µg/g) > Pb (15,36µg/g).

Les plus faibles concentrations sont mesurées dans la station S3 st. 6 alors que les plus importantes se répartissent entre les stations S1 st.1 et S2 st.1. Ces variations métalliques permettent de faire le constat suivant :

- La plus importante charge métallique concerne le zinc dans toutes les stations et les saisons.
- Toutes les concentrations annuelles des 5 métaux dosés *in toto* chez *P. rustica* présentent des différences très hautement significatives entre les 3 stations (voir annexe 3.3).
- La station S1st.1 expose des niveaux de contamination plus élevés en cadmium, plomb et nickel. Cette forte charge est directement liée aux apports directs du complexe industriel adjacent et à l'embouchure de l'oued Saf saf. Alors que la forte contamination de la station S2 st.1 est caractérisée par le cuivre et le zinc.
- Les concentrations de Cd, Pb, Zn, Cu et Ni dans la station S3 st.6 sont faibles par rapport à celles des 2 autres stations d'échantillonnage sur l'ensemble de la période d'étude.
- Certains taux sont extrêmement élevés par rapport aux niveaux rencontrés dans des études ultérieures

▪ **Cadmium (Cd).**

Les concentrations cadmiques les plus élevées sont notées chez les patelles des stations S1 st.1 et S2 st.1 respectivement $33,05 \pm 7,57 \mu\text{g/g}$ de poids sec et $14,56 \pm 3,44 \mu\text{g/g}$ de poids sec. La faible teneur moyenne est $0,025 \pm 0,009 \mu\text{g/g}$ de poids sec chez les patelles de la station S3 st.6 (station ravin des lions). En générale, l'évolution de la concentration moyenne annuelle en cadmium *in toto* chez *P. rustica* ($15,88 \mu\text{g/g}$ de poids sec) se fait en fonction de la station de prélèvement selon l'ordre décroissant suivant :

S1 st.1 ($33,05 \pm 7,57 \mu\text{g/g}$ de poids sec) > **S2 st.1** ($14,56 \pm 3,44 \mu\text{g/g}$ de poids sec) > **S3 st.6** ($0,025 \pm 0,009 \mu\text{g/g}$ de poids sec).

Les variations des concentrations en cadmium dans *P. rustica* en fonction des stations par ANOVA à 2 facteurs contrôlés (la station et la saison) sont significatives avec un test F de Fisher= **138,52** et la probabilité associée étant de $<0,001$. Ceci signifie que les stations sont très hautement différentes entre elles. En revanche, aucune différence d'accumulation par saison de

prélèvement n'est constatée (**Fisher=0,69; p> 0,05**) (Voir le détail de l'analyse, tableau XVIII en annexe 3.3). Une plus forte accumulation est observée en général dans les patelles des stations S1 st.1 et S2 st.1 toutes saisons confondues. Ainsi la figure 61 ne montre aucun impact saisonnier sur l'accumulation du cadmium. Les charges sont comparables entre saisons.

Les seuils obtenus dans les 2 stations (S1 st.1 et S2 st.1) sont au-dessus de la limite tolérée par les organismes marins en cadmium recommandée par l'AIEA (0,185–0,193 μ g/g de poids sec (AIEA-407, 2003)). Toutes les teneurs mesurées de la station de référence sont au-dessous de cette norme et donc considérées non toxiques.

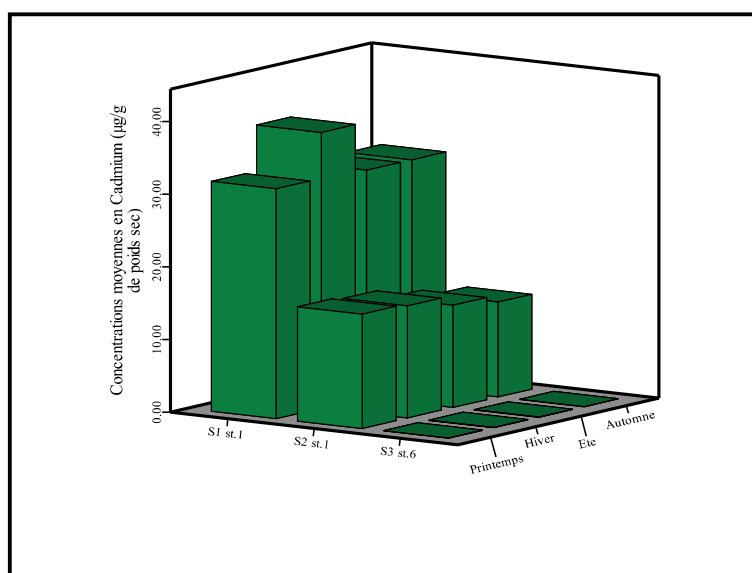


Figure 61 : Concentrations moyennes de cadmium (μ g/g de poids sec) chez *P. rustica*.

- **Plomb (Pb).**

La contamination des eaux littorales de la station S1 st.1 du secteur 1 est plus importante (Fig. 62). Ainsi le classement suivant des stations par ordre de contamination croissante est S3 st.6, S2 st.1 et S1 st.2 est globalement le même pour les différents métaux (à l'exception du cuivre et du zinc). L'ordre de la concentration moyenne en plomb *in toto* chez *P. rustica* (15,36 μ g/g de poids sec) du golfe de Skikda est le suivant :

S1 st.1 (24,93 \pm 6,79 μ g/g de poids sec) > **S2 st.1** (21,12 \pm 8,73 μ g/g de poids sec) > **S3 st.6** (0,032 \pm 0,017 μ g/g de poids sec).

Les faibles concentrations en plomb sont mesurées chez les individus de la station de référence.

Les variations des concentrations de plomb dans *P. rustica* en fonction des stations sont soumises à une analyse de variance univariée à 2 facteurs contrôlés (la station et la saison). Ce test montre que les teneurs entre les stations sont très hautement différentes (Fisher=69,29 ; $P < 0,001$). En plus nous constatons des différences d'accumulation par saison de prélèvement (Fisher=4,444 ; $p < 0,05$).

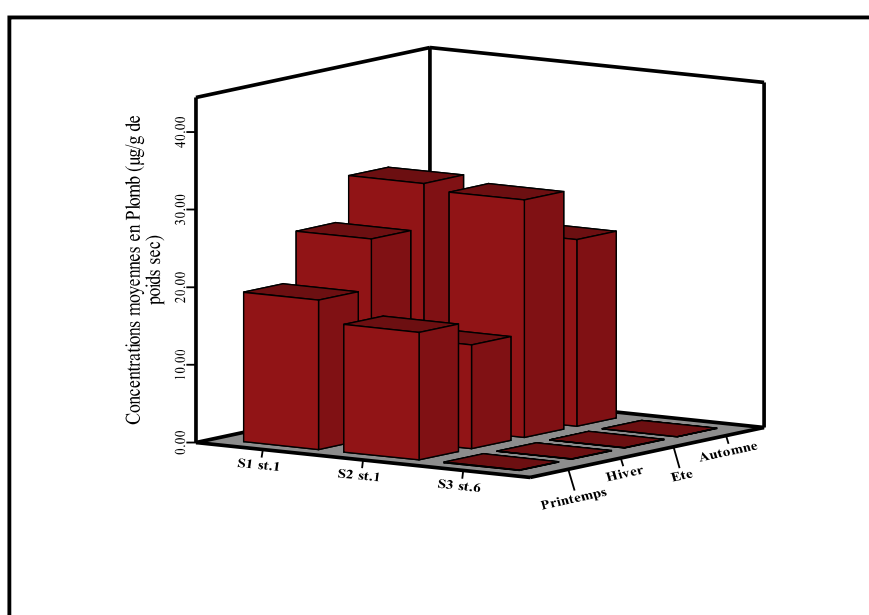


Figure 62 : Concentrations moyennes de plomb ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez *P. rustica*.

Les concentrations les plus élevées en Pb sont observées chez les patelles issues des stations S1 st.1 (station plage Saf saf) en hiver ($31,38 \pm 10,39 \mu\text{g/g p.s.}$) (Tab. XVII, en annexe 3.3). Les teneurs les plus faibles ($0,015 \pm 0,006 \mu\text{g/g p.s.}$) sont notées chez les patelles de la station S3 st.6 (plage ravin des lions) en automne. Ces seuils élevés dans les stations S1 st.1 et S2 st.1 sont la conséquence de l'utilisation de Pb dans la peinture de bateaux qui constitue une source importante de plomb en zone portuaire. Les teneurs obtenues dans les stations S1 st.1 et S2 st.1 sont au-dessus de la limite tolérée par les organismes marins en plomb établie par l'AIEA ($0,10\text{--}0,14 \text{mg/kg}$ de poids sec (AIEA-407, 2003)). La station S3 st.6 présente des seuils non toxiques durant toute la période du suivi.

- **Cuivre (Cu).**

La séquence de la concentration moyenne en cuivre *in toto* chez la patelle rustique de la baie de Skikda ($16,37\mu\text{g/g}$ de poids sec) se fait selon l'ordre décroissant suivant :

S2 st.1 ($25,68\pm 3,95\ \mu\text{g/g}$ de poids sec) > **S1 st.1** ($20,44\pm 3,99\ \mu\text{g/g}$ de poids sec) > **S3 st.6** ($2,98\pm 0,396\mu\text{g/g}$ de poids sec).

Les 2 stations S2 st.1 et S1 st.1 présentent des taux supérieurs à la norme internationale établie par l'AIEA pour les organismes marins qui est comprise dans l'intervalle **3,20–3,36** mg/kg de poids sec (AIEA-407, 2003).

Les patelles de la station S2 st.1 accumulent nettement le cuivre. Sa teneur est passée par une valeur maximale en hiver dans la même station de $28,37\pm 4,34\mu\text{g/g}$ de poids sec également pour la station S1 st.1, une moyenne maximale de $23,503\pm 0,822\mu\text{g/g}$ de poids sec est mesurée (Fig. 63). Les patelles de la station de référence S3 st.6 présentent des taux extrêmement faibles durant les 4 saisons, avec des valeurs élevées en été et en hiver (respectivement $2,98\pm 0,168\mu\text{g/g}$ de poids sec et $3,13\pm 0,123\mu\text{g/g}$ de poids sec).

Les teneurs de cuivre ont un caractère saisonnier de bioaccumulation avec 2 périodes essentielles de fortes concentrations dans les deux stations (S1 st.1 et S2 st.1) l'été et l'hiver.

Une nette contamination en cuivre de la station plage des chevaux (S2 st.1) est constatée. Les valeurs minimales sont enregistrées dans la station de référence (S3 t.6) (Tab. XVII en annexe 3).

Les variations des concentrations en cuivre *in toto* dans *P. rustica* en fonction des stations par ANOVA sont significatives avec un test F de Fisher=171,27 et la probabilité associée étant de 0,000. Ceci signifie que les stations sont très hautement différentes entre elles (Tab. XXIII, annexe 3).

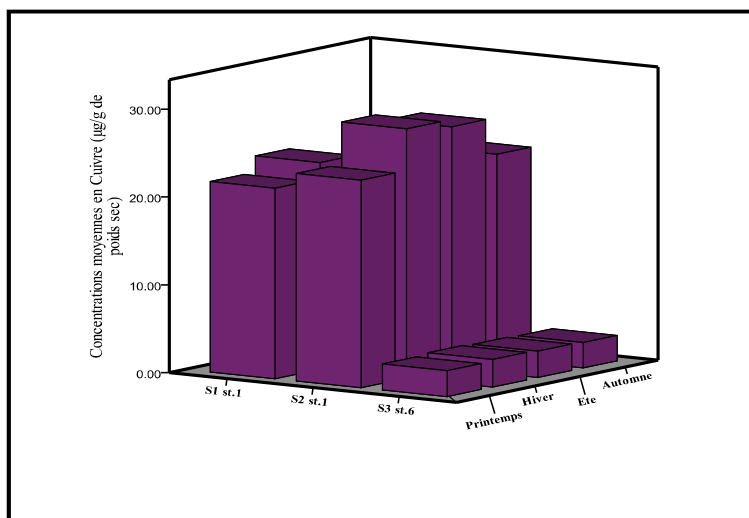


Figure 63: Concentrations moyennes de cuivre ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez *P. rustica*.

Le test Anova démontre une différence significative d'accumulation par saison de prélèvement (Fisher=4,505; $p=0,017$) (Tab. XIV, en annexe 3).

- **Zinc (Zn).**

Globalement, l'accumulation du Zinc chez les patelles des 3 stations montre des différences significatives selon la station et selon la saison. Les organismes provenant de la station S2 st.1 exhibent des concentrations maximales au cours de cette étude en été (208,38 $\mu\text{g/g}$ de poids sec). L'évolution de la concentration moyenne en zinc ($127,899 \pm 50,089$ $\mu\text{g/g}$ de poids sec) se fait selon l'ordre décroissant suivant :

S2 st.1 ($164,083 \pm 28,790$ $\mu\text{g/g}$ de poids sec) > **S1 st.1** ($152,859 \pm 28,478$ $\mu\text{g/g}$ de poids sec) > **S3 st.6** ($64,51 \pm 11,67$ $\mu\text{g/g}$ de poids sec)

La variation des teneurs de zinc *in toto* entre les stations chez *P. rustica* est très hautement significative (Fisher=72,54; $P < 0,001$). L'effet saison sur l'accumulation est observé (Fisher=4,56; $P < 0,05$). Les teneurs en Zinc des individus issus de la station S3 st.6 sont faibles toutes les saisons confondues. On observe des pics estival et printanier respectivement $185,620 \pm 30,458$ $\mu\text{g/g}$ de poids sec et $182,113 \pm 12,675$ $\mu\text{g/g}$ de poids sec dans la station S1 st.1. Le même ordre est arboré dans la station S1 st.1 (Fig. 64).

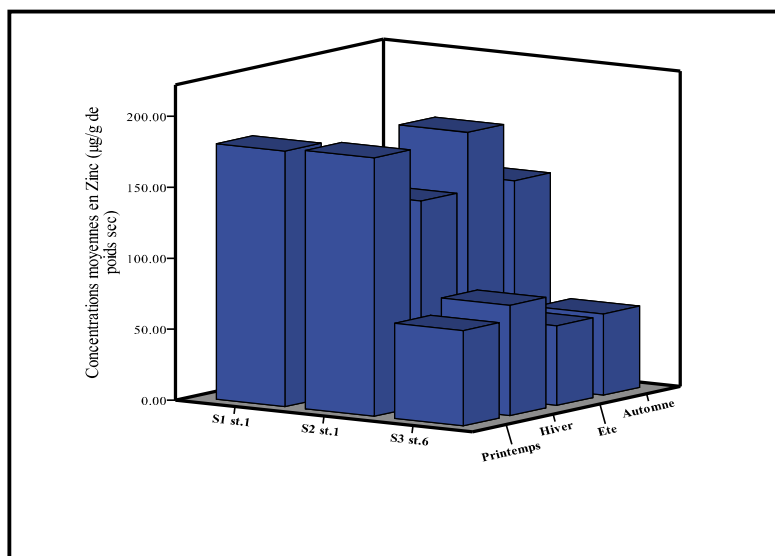


Figure 64: Concentrations moyennes de zinc ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez *P. rustica*.

Dans la station S3 st.6 avec des pics hivernal et printanier (Tab. XVII et XVIII, en annexe 3). Les concentrations dans les stations S2 st.1 et S1 st.1 sont au-dessus des normes préconisées par l'AIEA. La station de référence (S3 st.6) présente des concentrations très basses en zinc par rapport aux 2 autres stations (de l'ordre de $46,006\mu\text{g/g}$ de poids sec à $83,84\mu\text{g/g}$ de poids sec).

3.6.1.5. Nickel (Ni).

Les concentrations en nickel chez les individus issus de la station S3 st.6 sont les plus basses ($2,033\pm 0,488\mu\text{g/g}$ de poids sec) par rapport aux 2 stations S1 st.1 et S2 st.1 (Fig. 65). L'ordre de la charge globale moyenne en nickel *in toto* chez *P. rustica* ($26,47\mu\text{g/g}$ de poids sec) du golfe de Skikda est le suivant :

S1 st.1 ($40,87\pm 9,54\mu\text{g/g}$ de poids sec) > S2 st.1 ($36,50\pm 9,62\mu\text{g/g}$ de poids sec) > S3 st.6 ($2,033\pm 0,488\mu\text{g/g}$ de poids sec).

Les seuils rencontrés dans les 3 stations (S1 st.1 et S2 st.1 et S3st.6) sont toxiques et très élevés par rapport à la norme recommandées (Ni=0,55–0,65 mg/kg de poids sec (AIEA-407, 2003)).

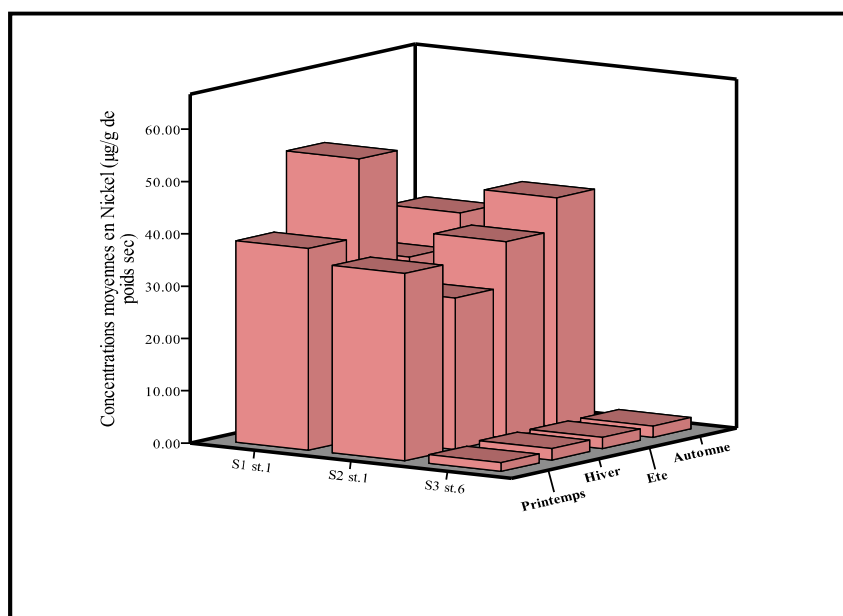


Figure 65: Concentrations moyennes de nickel ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) chez *P. rustica*.

Une augmentation de concentration de nickel ($40,87 \pm 9,54 \mu\text{g/g}$ de poids sec) des patelles de la station plage Saf saf est enregistrée. Les concentrations moyennes de nickel des individus issus de la station S3 st.6 sont les plus faibles. Des variations significatives avec un test F de Fisher=85,59 et la probabilité associée étant de $P < 0,001$ (Tab. XVIII, en annexe 3). En revanche, il n'y a pas de différences d'accumulation des concentrations en nickel dans *P. rustica* par saison de prélèvement (Fisher=0,62; $p > 0,05$). Les moyennes par saison sont comparables.

3.6.2. Relations entre les 5 teneurs métalliques et les 2 facteurs abiotiques suivis.

Nous essayons d'étudier l'influence de 2 paramètres physicochimiques (température et pH) sur les concentrations de 5 ETM (Cd, Pb, Cu, Zn et Ni) dans les tissus entiers des patelles des 3 stations sur un cycle de 4 saisons (Tab. 56).

Nous utilisons les données globales sur l'ensemble des stations prospectées pour tenter de dégager l'influence potentielle de ces paramètres sur la charge métallique. Des corrélations positives et hautement significatives sont observées entre les 5 métaux. Les anti-corrélations des métaux avec le pH sont intéressantes car elles mettent en évidence l'effet de ce paramètre sur les éléments métalliques concernés. La paire Cu-pH est fortement anti-corrélée ($-0,813^{**}$).

Tableau 56: Coefficients de corrélation (R) entre les teneurs métalliques et les 2 paramètres physicochimiques. R est significatif au seuil 0,01%.

	Cadmium	Plomb	Cuivre	Zinc	Nickel	T°C	pH
Cadmium	1	0,729^{**}	0,640^{**}	0,645^{**}	0,782^{**}		-0,647^{**}
Plomb	0,729^{**}	1	0,742^{**}	0,716^{**}	0,794^{**}		-0,683^{**}
Cuivre	0,640^{**}	0,742^{**}	1	0,827 ^{**}	0,848^{**}		-0,813^{**}
Zinc	0,645^{**}	0,716^{**}	0,827^{**}	1	0,774^{**}		-0,785^{**}
Nickel	0,782^{**}	0,794^{**}	0,848^{**}	0,774^{**}	1		-0,692^{**}
T°C						1	
pH	-0,647^{**}	-0,683^{**}	-0,813^{**}	-0,785^{**}	-0,692^{**}		1

Des anticorrélations entre les valeurs du pH et les mesures des métaux totaux sont mentionnées dans le tableau 55. On ne note aucun effet de température sur les métaux n'est mesuré. Les valeurs sont importantes mais ne sont pas significatives.

Discussions.

4. Discussions.

4.1. La communauté benthique du littoral rocheux.

La macrofaune benthique est un élément essentiel dans les réseaux trophiques benthiques et pélagiques des écosystèmes estuariens ou intertidaux par son rôle (*Ponsero et Le Mao, 2011*). C'est la clef du fonctionnement des écosystèmes estuariens ou intertidaux. Sa contribution aux cycles trophique et biogéochimique est essentielle au fonctionnement des écosystèmes littoraux (*Dame, 1996*). Les relations entre pollution organique et benthos sont mises en évidence depuis les premières études de répartition des peuplements benthiques autour d'émissaires urbains dans les années 1965-1966 (*Bellan-Santini, 1968*). À la fin des années 1970, *Pearson & Rosenberg (1978)* ont mis en évidence les relations entre richesse spécifique, abondance, biomasse. Ainsi les peuplements benthiques sont considérés d'excellents indicateurs des conditions du milieu en général et de la pollution en particulier. Ce sont de bons indicateurs de stress et de la pollution, en raison de leur état sédentaire (*Grimes, 2003*). Ils intègrent les effets de l'exposition à long terme aux nutriments ou à d'autres polluants conduisant en une diminution, disparition des espèces les plus sensibles et leur remplacement par des espèces très résistantes, thionitrophiles ou opportunistes (*Ballesteros et al., 2007*).

Dans *Grimes (2003)*, de la frontière Algéro-Marocaine jusqu'au Cap Bon, les peuplements des substrats durs se caractérisent par la présence de toutes les espèces méditerranéennes auxquelles s'ajoutent d'autres espèces d'origine Nord Atlantique et sénégalienne dont l'importance diminue d'est en ouest comme *Patella safiana* (Lamarck, 1819) et *Perna perna* (Linné, 1758).

4.1.1. La systématique et la répartition.

Le suivi de la composition stationnelle du macrobenthos des 12 stations durant les 4 saisons considère les espèces communes du littoral rocheux (système phytal) de l'étage supralittoral et du médiolittoral (moyen et inférieur). Ceci permet de recenser les principales espèces algales les plus communes avec la dominance des espèces algales nitrophiles dites anthropozoïques (*Ulva lactuca*, *Ulva rigida*, *Enteromorpha linza*, *Enteromorpha intestinalis* et *Chaetomorpha capillaris*) dans les stations du secteur S1 et S2. Ce qui rend compte de la fragilité de cet écosystème et de la pollution générée par multiples sources. La distribution

verticale des spécimens des algues recensées dans la zone supra-littorale et médiolittorale est représentative de la côte algérienne (Grimes, 2003). Dans cette étude, les Chlorophycées sont légèrement abondantes suivies de Rhodophycées. Les algues nitrophiles sont importantes et sont collectées spécialement dans le médiolittoral du golfe de Skikda dans les stations recevant les eaux usées par le biais des oueds et des égouts. Leur développement exige des fortes concentrations en azote et phosphore (Grimes, 2003). Alors que les stations éloignées des impacts anthropiques localisées dans le secteur S3 telles que S3 st.3, S3 st.4, S3 st.5 et S3 st.6 présentent des peuplements d'algues variées. Ainsi Les chlorophycées représentent le premier groupe de macroalgues collectées spécialement dans le médiolittoral du golfe de Skikda : *Ulva lactuca* Linné, 1753 ; *Ulva rigida* C.Agardh 1823 ; *Enteromorpha compressa* (Linné) Nees, 1820 ; *Enteromorpha intestinalis* (L.) Nees, 1820; *Enteromorpha linza* (L.) J.Agardh, 1883; *Cladophora rupestris* (L.) Kützing, 1843; *Chaetomorpha capillaris* (Kützing) Boergesen 1925. Les Rhodophycées constitue le 2^{ème} groupe englobant 7 taxons: *Bangia atropurpurea* (Mertens ex Roth) .Agardh,, 1824; *Porphyra leucosticta* Thuret in Le Jolis 1863; *Polysiphonia* sp. Greville, 1823; *Rissoella verruculosa* (Bertoloni) J. Agardh, 1849; *Phyllophora nervosa* Greville, 1830, *Nemalion helminthoides* (Velle) Batters 1902; *Ceramium ciliatum* (J.Ellis) Ducluzeau, 1806.

Les espèces de la macrofaune les plus importantes sont les crustacés cirripèdes intertidaux non pédonculés (*Chthamalus stellatus* et *Chthamalus montagui*), retenues dans toutes les stations. La richesse et la diversité spécifique sont couramment utilisées pour l'évaluation et la surveillance de l'état de l'écosystème. Ainsi la présence d'espèces typiques ou leur absence, associée à l'invasion d'espèces, dévoile la qualité de l'environnement (Colombini et al., 2001).

L'étage médiolittoral est constitué essentiellement de cirripèdes chthmales, *P. caerulea*, *P. ferruginea*, *P. aspera*, *Monodonta articulata* Lamarck, 1822, *Monodonta turbinata* Born, 1780 et *Pollicipes pollicipes* Gmelin, 1789 cirripède pédonculé dans la station S3 st.6.

4.1.2. Le peuplement des patelles.

Le suivi du peuplement des patelles signale 6 espèces dans le golfe de Skikda: *P. caerulea*, *P. rustica*, *P.aspera*, *P. ferruginea* et *P. safiana*. Par ailleurs *P. caerulea* et *P. rustica* sont les espèces qui contribuent considérablement à la densité totale dans tous les sites par

contre les plus faibles abondances se trouvent dans les stations S3 st.2 et S3 st.3. Dans le golfe d'Annaba, *Beldi et al. (2012)* signale la dominance numérique également de la patelle bleue (*P. caerulea*). Également *Seddik (2008)*, *Kallouche et Hakab (2010)* citent la présence de *P. caerulea* sur le littoral oriental oranais. En effet, la présence de ce taxon est bien confirmée dans le golfe de Skikda avec 45,90% (397 spécimens). La patelle bleue domine avec des effectifs élevés dans 7 stations de l'ensemble des 12 stations prospectées. C'est une espèce méditerranéenne endémique largement distribuée et la plus commune autour des côtes rocheuses (*Christiaens, 1973*). La patelle rustique est caractéristique des étages supra-et médiolittoral dans les localités exposées, de mode battu. Le taxon *P. aspera* est qualifié d'espèce de basse mer, moins résistante à la dessiccation que *P. intermedia* (*Cabral, 2003*). Cette espèce est collectée au niveau de l'étage médiolittoral inférieur. Elle est fréquemment couverte d'algues épiphytes avec une densité relativement faible par rapport à *P. caerulea* et *P. rustica* (61 individus). Dans les Açores, Madère et les îles Canaries, cette espèce est largement exploitée pour la consommation humaine (*OSPAR, 2010*). Ces 3 espèces sympatriques ont une zonation verticale différente sur le substrat rocheux (*De Pirro et al., 2001*).

Un seul individu de *P. vulgata* est collecté dans la station S2 st.2. Cette faible abondance est peut être due à la fréquence de l'échantillonnage (saisonnier). Cette espèce a une distribution sur la côte atlantique (*Weber et al., 1998; Ridgway et al., 1998; Christiaens 1973*). Néanmoins, elle est utilisée en Egypte et au Liban dans la biosurveillance de la contamination métallique (respectivement *Abdel-Moati et Atta, 1991 et Nakhle, 2003*). Par ailleurs cette espèce est recensée dans le golfe d'Annaba (*Beldi et al., 2012*) et à Oran (*Hakab, 2010*). des investigations doivent être entreprises pour confirmer la distribution méditerranéenne de la patelle grise.

En ce qui concerne *P. ferruginea*, ce taxon est rencontré solitaire et ne forme pas des populations denses (*Espinosa et al. 2007, Tlig-Zouari et al. 2010*) et en Algérie (*Semroud & Boumaza, 1998 ; Larbi Doukara, 2007 ; Hakab, 2010*). L'espèce *P. safiana* est également très rare. Dans le golfe d'Annaba, ces 2 espèces sont absentes (*Beldi et al., 2012*). *Espinosa et al. (2007)* rapportent que dans le port de Ceuta (Nord du Maroc), *P. ferruginea* coexiste avec 5 autres espèces : *P. caerulea*, *P. safiana*, *P. rustica*, *P. aspera* et *Siphonaria pectinata*. Ces mêmes auteurs signalent que *P. ferruginea*, est très sensible à la pollution alors que *P. caerulea* est la plus résistante. Dans le golfe de Skikda, les espèces *P. aspera*, *P. safiana* et *P. ferruginea*

maintiennent leur aire de distribution dans les secteurs S2 et S3 avec des effectifs sensiblement réduits. Concernant *P. aspera*, cette espèce peut être définie comme une espèce non-migratrice, très adaptée à un ensemble de conditions environnementales spécifiques (Thompson, 1979) et elle ne possède pas la capacité de s'adapter à d'autres conditions (Santina & Chelazzi, 1991). De Pirpo et al., (2001) et Mauro et al. (2003) signalent que *P. ferruginea* est en compétition avec *P. caerulea* (même niche écologique) alors que *P. aspera* et *P. rustica* n'ont pas la même zonation que *P. ferruginea*.

Les stations des secteurs centre (S2) ouest (S3) présentent des effectifs plus importants que celles des secteurs est (S1) et au niveau de la station S2 st.1 (S2) de la baie de Skikda. Cette situation pourrait être liée à l'existence de rejets domestiques et industriels au niveau des plages Saf saf, l'îlot et plage des chevaux. En effet *P. caerulea*, *P. rustica* et *Siphonaria pectinata* sont observées dans ces stations fortement polluées et caractérisées par une eutrophisation (Bordjiba et al., 2009). Espinosa et al. (2007) rapportent que *P. caerulea* est l'espèce la plus résistante à la pollution par les eaux usées et par conséquent elle est abondante et coexiste avec le gastéropode pulmoné *Siphonaria pectinata*.

L'abondance moyenne totale est maximale à la station S3 st.6 et s'élève à 15,49% et minimale à la station S3 st.2 avec 2,54 %. Cette différence entre les stations est en rapport avec la caractéristique de la station, les exigences trophiques et la nature du substrat. La station S3 st.2 (plage mollo) est une plage de baignade fréquentée par les estivants alors que la station S3 st.6 (ravin des lions) présente un profil rocheux accidenté inaccessible ce qui procure un cadre favorable pour le recrutement des patelles.

Le suivi de l'évolution saisonnière des densités qui est nettement plus importantes durant les saisons estivale et automnale.

4.1.2.1. L'abondance et la richesse spécifique.

Les espèces de patelles les plus abondantes sont les mêmes que celles signalées dans la littérature concernant la partie occidentale de la Méditerranée et particulièrement le nord de l'Afrique à savoir *P. caerulea* et *P. rustica*. Les faibles proportions de *P. ferruginea* et *P. nigra* dans notre inventaire confirme leur fragilité et le risque de leur extinction. Le peuplement des patelles de chaque station est analysé par rapport à la composition des espèces, la densité en nombre d'individus par m².

4.1.2.2. Evolution de la diversité spécifique de Shannon-Weaver et de l'Equitabilité (J).

D'un point de vue diversité globale (H' , Richesse spécifique, Equitabilité), l'arrière port de Stora (S3 st.1) et la plage ravin des lions (S3 st.6) sont assez homogènes, ce qui met en évidence une certaine stabilité des conditions du secteur ouest en l'état actuel. Cette dernière station est marquée par une biodiversité élevée ($H'=1,56\pm 0,21 \text{ bits}^{-\text{individus}}$) avec une Equitabilité basse. Ceci peut être due à la forte représentativité des 2 taxons majeurs qui y sont plus abondants (*P. caerulea* et *P. rustica*). La caractéristique de forte densité de ces 2 espèces est établie et prouve le phénomène de forte dominance.

Des valeurs faibles de S-W peuvent indiquer un degré intense de pollution de ce linéaire côtier qui possède de grandes potentialités de biodiversité dont la valeur de la richesse spécifique est de 6 espèces. Selon les valeurs de cet indice, le peuplement de Patelles est à structure déséquilibrée. Ceci est indiqué par la valeur de $H' < 1$ (Wilhm et Dorris, 1966 ; Jhingran et al., 1989; Khan et al., 2007). Dans cette présente étude, cet indice se situe entre $0,89\pm 0,07$ et $1,76\pm 0,20$. Jhingran et al., (1989) énoncent des valeurs de l'ordre de 0,35 à 2,61. Ces valeurs minimales peuvent être attribuées à l'effet associé de différentes sources de pollution urbaine ; les déchets municipaux, les activités portuaires et les déchets industriels du complexe pétrochimique. Sur le plan des descripteurs écologiques, les stations du secteur ouest (S3) et la station st.2 (S2) ont en moyenne une richesse spécifique supérieure à celles du secteur est (S1). Les valeurs de la diversité H' et de l'Equitabilité sont faibles dans le secteur S1 (aux stations st.1, st.2) et à la station S2 st.1 et elles sont devenues maximales vers le secteur S2 à partir de la 2^{ème} station (S2 st.2).

4.1.2.3. Classification ascendante hiérarchique.

La zone d'étude démontre une absence d'une eau propre. Ces résultats constituent une référence du suivi et de l'évaluation de la biodiversité du littoral rocheux de Skikda. Aucune donnée de terrain ou à caractère historique n'est disponible pour comparer nos résultats. Les patelles sont particulièrement intéressantes, en tant que bioindicateurs, en référence à la contamination chimique, en raison de leur rôle écologique, leur mode de vie sédentaire et leur distribution généralisée (De Pirpo et al., 2001; Campanella et al., 2001; Bebiano et al., 2003; Cubbada et al., 2001; Cravo et Bebiano, 2005; Nakhle, 2003; Espinosa et al., 2007). Le point essentiel de ce suivi préliminaire est la surveillance de la qualité des eaux littorales par en se basant sur les

descripteurs écologique des espèces de l'estran rocheux. La pollution par les eaux usées (industrielles et domestiques) du littoral de Skikda a pu modifier de façon générale la distribution des espèces de patelles qui sont sensibles ou résistantes à la pollution. Notant qu'une importante quantité de mollusques gastropodes des zones intertidales reste inconnue dans la région.

4.2. Évaluation de la physicochimie dans les eaux superficielles du golfe de Skikda.

Les 2 paramètres physico-chimiques (salinité et oxygène dissous) étudiés en fonction des stations pendant un mois ne permettent pas un constat rigoureux de la situation des eaux littorales du golfe de Skikda, mais seulement une approche générale de l'état de ces eaux.

Concernant la salinité, au niveau des régions côtières, le régime de la salinité est affecté par les apports d'eaux continentales, fleuves et eaux souterraines (*Nakhle, 2003*). Ce paramètre est le traceur idéal des mélanges entre l'eau douce et l'eau de mer. On s'y réfère pour connaître le comportement des éléments dissous dans les estuaires. En outre, comme la salinité y varie dans de larges gammes, elle peut constituer un critère de répartition des espèces vivantes (*Aminot et Kerouel, 2004*).

L'O₂ dissous n'est pas conforme aux recommandations algériennes au niveau des stations du groupe I (S1 st.1 et S1 st.2 et S2 st.1) (Tab. III. En annexe 3). Dans ces stations, une prolifération des espèces opportunistes, notamment les algues vertes des genres *Chaetomorpha*, *Cladophora* avec principalement *Ulva* et *Enteromorpha*. Une valeur > 120% indique une sursaturation liée à une activité photosynthétique importante (signe potentiel d'eutrophisation); une valeur < 80% traduit l'expression d'une pollution organique (*Ifremer DEL/EC, 2001*). La diminution de la concentration en O₂ dissous résulte de l'augmentation de la matière organique. Une augmentation des concentrations des sels nutritifs dans les eaux littorales du golfe est signalée (*Bordjiba et al., 2009; Mezedjeri et al., 2008*).

La température de l'eau joue un rôle important dans la solubilité des sels et des gaz comme par exemple l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. L'activité métabolique des organismes aquatiques est influencée par ce facteur qui est à son tour influencé par la température ambiante et par les eaux usées industrielles et domestiques. Des changements brusques de température peuvent être néfastes pour les organismes marins. A cet effet les basses températures sont enregistrées en période hivernale et les fortes en été. Dans cette étude,

les variations de la température de l'eau sont soumises à des variations de la température atmosphérique ambiante et dépendent également des variations saisonnières. Ce facteur conservatif est directement relié à l'irradiance solaire, ce qui explique sa variabilité saisonnière.

Le facteur pH est un indice exprimant le degré d'acidité d'une eau. Ce paramètre résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Le suivi et l'analyse du pH dans les 12 stations d'étude montre que les eaux littorales du golfe de Skikda sont dans les normes, comprises entre 6,5 et 8,5. Il est l'un des facteurs les plus importants qui influent sur l'activité biologique de la microflore des eaux. La grande majorité des microorganismes se développe dans une zone de 4,5 à 8,0 et les optima se situent entre 5,5 et 7,5 (*Meinck et al., 1977*). *Arrignon (1998)* propose pour quelques groupes d'organismes aquatiques une plage de tolérance au pH:

- $\text{pH} < 5,0$: limite inférieure pour la survie de la plupart des espèces,
- $6,0 < \text{pH} < 7,2$: zone optimale pour la reproduction de la plupart des espèces,
- $7,5 < \text{pH} < 8,5$: zone optimale pour la productivité du plancton,

La constance relative des valeurs moyennes confirme une générale tendance des eaux vers la basicité. Le pH de l'eau de mer est légèrement basique, sa valeur moyenne est de 8,2 à 8,4 (*Rodier, 1996*). La station S1 st.1 enregistre des valeurs relativement plus faibles ($\text{pH}=6,89$) au cours de ce suivi. Cela pourrait être dû à une proximité de cette station au complexe industriel. Le pH peut diminuer ou augmenter la disponibilité des métaux (la toxicité). Sa diminution peut augmenter la concurrence entre les ions métalliques et l'hydrogène pour les sites de liaison. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques (*Hutchinson, 1957*). Il augmente avec la photosynthèse et diminue avec la respiration.

Il est indissociable des valeurs de la température, de la salinité et du taux de CO_2 (*Nisbet et Verneaux, 1970*). *Staudinger et al. (1990)* et *Goterman (1995)* ont été établi que la minéralisation de la matière organique provoque une chute du pH (: *in Blinda et al., 2007*). Alors que la décalcification biogène des eaux de surface, qui se produit en présence d'un fort appauvrissement en CO_2 par les algues, peut provoquer une hausse du pH à environ 10 (*PNUE /MAP/MEDPOL, 2004*). Aussi la pollution par les détergents contribue d'une manière significative à son augmentation. Les eaux alcalines présentent généralement une faune plus

riche et plus diversifiées que les eaux acides qui, faiblement minéralisées ne permettent qu'un développement limité de la flore aquatique (*Blinda et al., 2007*).

4.3. Les teneurs des ETM dans les eaux littorales de Skikda.

Les seuils élevés de métaux lourds sont mesurés dans les stations localisées à proximité de la zone industrielle, de l'émissaire des eaux usées municipales et des activités portuaires. Deux stations S1 st.1 et S3 st.1 marquent les teneurs les plus importantes des éléments métalliques. Dans la majorité des cas, les niveaux de concentration métallique mesurée dans la colonne d'eau ne marquent pas une contamination métallique selon les recommandations algériennes (*JORA, 2006*). En revanche, sur la base des standards de l'*IBGE*, les concentrations du cadmium et du mercure sont inquiétantes.

- Cadmium.

Toutes les teneurs déterminées sont inférieures au JORA (VL: 200 μ g/l et TVL: 250 μ g/l). Elles ne marquent pas une contamination par cet élément. Selon les recommandations de l'*IBGE*, ces seuils sont toxiques (Tab. 44). Ce qui nous amène à supposer la présence d'une ou plusieurs origines de pollution à proximité. En effet, la présence du cadmium dans les milieux environnementaux est généralement liée à son utilisation. Pour protéger les organismes marins, les seuils de cadmium dans les eaux marines et estuariennes ne devraient pas dépasser 0,1 μ g/l. Des critères pour les effets aigus et chroniques sur les organismes marins sont fixés respectivement à 4,3 et 9,3 μ g/l par la *U.S. EPA (2004)*.

- Plomb.

Les concentrations en plomb enregistrées se situent en dessous des valeurs limites précitées (500 μ g/l et 750 μ g/l). Dans les stations S2 st.2, S3 st.1 et S2 st.1, les teneurs en plomb sont considérées toxiques par la législation bruxelloise. Le seuil de toxicité du plomb inorganique en milieu aquatique apparaît à partir de 0,5 μ g/l. Les teneurs élevées en plomb pourraient être attribuées aux rejets des industries à proximité des stations étudiées qui peuvent être chargées directement en cet élément. D'après le tableau VI en annexe 3, les sites S1 st.1, S1 st.2, S2 st.1, S2 st.2, S3 st.1 et S3 st.2 se distinguent par des concentrations plus importantes par rapport à celles décrites en Méditerranée. Dans les régions côtières (Var lagoon, France),

ces concentrations sont inférieures ou égales à $21\mu\text{g/l}$, (*Chabert & Vicente, 1981*). Dans le compartiment sédimentaire, dans la baie d'Izmir, les valeurs vont de 14 à $113\mu\text{g/g}$ (*Kucuksezgin et al., 2006*) et dans la baie d'Alger, elles sont comprises $12,37\pm 4,07\mu\text{g/g}$ entre $39,63\pm 7,93\mu\text{g/g}$ et (*Souaili et al., 2006*). Selon *Amirad-Triquet et al. (1998)*, le plomb ne montre pas d'accumulation le long de la chaîne alimentaire pour les organismes marins. Pour l'USEPA (2004), le plomb bioaccumule.

- Mercure.

Ces valeurs ne sont pas considérées toxiques par la norme algérienne ($\text{VL}=10\mu\text{g/l}$; $\text{TVL}=15\mu\text{g/l}$). Toutes les valeurs obtenues sont considérées comme toxiques par la norme de l'IBGE. Le cycle global du mercure est compliqué en raison de la volatilité du mercure élémentaire (Hg^0). Le mercure présent dans la phase dissoute représente une faible part de 2% du mercure total jusqu'à 10% dans d'autres cas (*Cossa et al., 1999*). Le mercure élémentaire est stable dans les milieux oxydants et réducteurs sous certains pH. Sa teneur est plus élevée dans les eaux de surface qu'en eau profonde. Il est classé dans la catégorie des produits très toxiques. Il l'est particulièrement sous sa forme élémentaire et sous sa méthylée.

- Manganèse.

Les teneurs en manganèse ne marquent pas une contamination par cet élément. Elles sont en effet inférieures à la norme préconisée par le JORA ($500\mu\text{g/l}$ et $750\mu\text{g/l}$). Aussi ces valeurs restent inférieures aux limites bruxelloises recommandées pour les eaux de surface de classe 2 ($50\mu\text{g/l}$). Les concentrations de manganèse dans l'eau de mer ouverte vont de 0,4 à $10\mu\text{g/l}$ (*CICAD, 2004*). Les niveaux trouvés dans les eaux côtières de la mer d'Irlande et en mer du Nord au large des côtes du Royaume-Uni s'échelonnent de 0,2 à $25,5\mu\text{g/l}$ (*Alessio et Lucchini, 1996*) (: in *CICAD, 2004*). Cet élément essentiel devient toxique lorsque ses teneurs dépassent certains seuils de tolérance. Il y'a une altération de la croissance et de la reproduction chez certains organismes aquatiques. Chez l'homme, lorsqu'il est ingéré à forte concentration, le manganèse peut contribuer à l'apparition de la maladie de Parkinson (*Fairbrother et al., 2007*). Les concentrations les plus élevées sont enregistrées au niveau de la station S1 st.1.

- **Chrome.**

Cet élément n'est pas détecté dans les eaux de surface du golfe de Skikda durant notre suivi. Ces teneurs peuvent être fortes dans les régions fortement industrialisées et à proximité immédiate des rejets. La forme réduite Cr(III) fait partie des éléments essentiels dans la nutrition animale et humaine alors que la forme oxydée Cr(VI) est toxique et cancérigène à forte dose. Cet élément fait partie des métaux les plus utilisés dans le monde, 4^{ème} rang mondial par rapport au tonnage (RNO, 1994). Le chrome est transféré aux invertébrés préférentiellement par la nourriture. Dans les eaux marines, sa concentration est estimée à 1 µg/l (US/NAS, 1974). Dans les océans, elle oscille entre 0,1 µg/l et 5 µg/l. En Turquie, les sédiments de la baie d'Izmir contiennent de 29 µg/g à 316 µg/g. D'autre part les effluents domestiques et les eaux de ruissellement en milieu urbain contiennent des quantités non négligeables de chrome (Bertine et Goldberg, 1976). Le mécanisme de conversion à l'une ou l'autre forme est encore inconnue (WHO, 1988).

- **Cuivre.**

Les concentrations élevées en cet élément dans les différents types d'eaux proviennent généralement de sources anthropiques (rejets industriels). Les concentrations moyennes en cuivre détectées au large de la Méditerranée sont respectivement de 0,03 à 3 µg/l (PNUE, 1996). Les concentrations maximales de cuivre rencontrées en Méditerranée varient entre 0,5 et 50 µg/l et sont toujours localisées aux niveaux de sources ponctuelles (PNUE, 1996). Sa répartition est irrégulière au niveau des 12 stations étudiées. Ces teneurs sont de l'ordre de 18,13±2,11 µg/l (S1 st.2) à 11,33±1,13 µg/l (S1 st.1).

Des concentrations de cuivre dans l'eau de mer aussi faibles que 5 µg/l et 10 µg/l détiennent respectivement un effet inhibiteur prononcé sur la croissance de la coquille de *M. edulis* (Manley et al., 1984) et sur la reproduction de l'isopode *Idothea baltica*. La toxicité de ce métal pour les organismes aquatiques dépend de la forme chimique (et notamment de son état d'oxydation). Cependant, la concentration létale apparaît pour certaines espèces à partir de 2 µg/l (larve d'huître par exemple) alors que des retards de croissance sont observés chez le phytoplancton au-delà de 4 µg/l (Fairbrother et al., 2007).

- **Zinc.**

Toutes les concentrations de zinc varient entre 58 et 1450 $\mu\text{g/l}$ (*Scoullou et Constantianos, 1996*). Les niveaux de zinc dans l'eau de mer peuvent atteindre 450 $\mu\text{g/l}$, notamment dans les ports pollués. Ainsi ce métal est principalement introduit à partir de la dissolution d'anodes utilisées pour la protection des coques de navires. Dans les zones salubres du large, les valeurs s'échelonnent de 1 à 5 $\mu\text{g/l}$, et peuvent même tomber à 0,02 $\mu\text{g/l}$ (*Scoullou et Constantianos, 1996*). Le zinc est un oligo-élément essentiel pour l'homme, sa déficience entraîne le nanisme (*Chiffolleau, 2001*). En effet, des valeurs de zinc comprises entre 10 $\mu\text{g/l}$ et 40 $\mu\text{g/l}$ se sont avérées avoir des effets nocifs sur la vie d'organismes marins.

- **Fer.**

La présence de fer dans l'eau peut être naturelle par le lessivage des terrains argileux, ou industrielle (métallurgiques, sidérurgiques). Dans les eaux bien aérées, les concentrations sont souvent faibles. Les concentrations enregistrées dans les stations S1 st.1 et S3 st.1 sont considérables et respectivement de 44,3 \pm 6,61 $\mu\text{g/l}$ et 51,63 \pm 10,98 $\mu\text{g/l}$. Néanmoins, elles restent inférieures aux recommandations Algériennes (*JORA, 2006*)

- **Nickel.**

La présence du Nickel dans les eaux est généralement liée aux activités industrielles telles que la combustion du pétrole et de l'industrie des métaux non ferreux. Il est essentiellement sous forme particulaire en milieu aquatique. Les niveaux rencontrés dans les eaux naturelles se rangent entre 2 $\mu\text{g/l}$ et 10 $\mu\text{g/l}$ (eau douce) et de 0,2 $\mu\text{g/l}$ à 0,7 $\mu\text{g/l}$ (eau marine). Le nickel à faible concentration est un élément essentiel pour les organismes aquatiques. Cependant des effets sur la reproduction de certains bivalves sont observés à des concentrations supérieures à 300 $\mu\text{g/l}$ (*Chiffolleau, 2001*).

L'eau de mer en contient de 0,1 $\mu\text{g/l}$ à 0,5 $\mu\text{g/l}$. Dans l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS recommande une valeur guide de 20 $\mu\text{g/l}$. Les directives du Conseil des communautés européennes et la réglementation française indiquent une valeur limite de 50 $\mu\text{g/l}$. Les teneurs métalliques mesurées dans le secteur 1 sont nettement plus élevées que dans les 2 autres secteurs (Tab VII, annexe 3).

Quelques études sur le niveau de pollution marine de la baie de Skikda par les métaux lourds dans les eaux de surface sont réalisées à proximité de nos stations et sont résumées dans le tableau 56 (LEM 1998 ; Mezedjeri, 2008; ONEDD-MATE/LAQ, 2005).

Les seuils sont variables démontrent de multiples sources de contamination du littoral. Certaines concentrations sont supérieures à celles que nous avons mesurées (Tab. 57).

Concernant les travaux relatifs à la contamination métallique du sédiment de la côte algérienne, des fortes teneurs dépassent, souvent, les normes admises (synthèse Grimes, 2010). Ces proportions témoignent de sources de pollution très localisées. C'est le cas des pics rencontrés dans les sédiments du port de Ghazaouet, avec une prédominance du zinc (3540,59µg/g-1206,33µg/g) suivie du mercure (3,87µg/g-1,79µg/g) et du plomb (177,39µg/g -103,29µg/g).

Tableau 57 : Quantification des métaux lourds dans les eaux côtières de Skikda.
¹Mezedjeri (2008) ; ²ONEDD-ATE/LAQ (2005) ; ³ Cette étude.

Métaux	Embouchure de l'oued Saf saf	Plage Château vert
Cu	9µg/l ¹ 65µg/l ²	17,6± 0,85µg/l ³
Zn	60µg/l ²	101µg/l ² (25,90 ±5,65µg/l) ³
Pb	34µg/l ¹ 270µg/l ²	283µg/l ² (24,0 ± 3,56 µg/lµg/l) ³
Cd	18 µg/l ²	29µg/l ² (19,13 ± 4,04µg/l) ³
Hg	4,5µg/l ¹	nd ³

Cette contamination est causée par l'usine d'électrolyse de zinc Metanof (ISMAL, 1994) (: in Grimes, 2003). Les sédiments du port d'Oran montre de fortes valeurs en mercure (de 0,83µg/g-0,31µg/g), cuivre (64,95µg/g-119,7µg/g) et en zinc (217,85µg/g-41,94µg/g). Dans le golfe de Skikda, les études réalisées sur le compartiment sédimentaire signale une nette domination du zinc, fer, cuivre, manganèse et du mercure (Synthèse de Grimes, 2003).

Les résultats de l'analyse de variance confirment que les concentrations des ETM mesurées sont significativement plus élevées dans le secteur 1 que dans les 2 autres secteurs. Nous constatons des différences significatives entre les 3 secteurs S1, S2 et S3 dans les concentrations de Cd (F=5,71; P=0,007), de Hg (F=34,6; P=0,000), de Mn (F=9,36; P=0,001),

de Cu ($F=4,44$; $P=0,020$), de Ni ($F=11,96$; $P=0,000$) et de Zn ($F=13,20$; $P=0,000$). En revanche, il n'y a pas de différence significative dans les teneurs de plomb et de fer entre les secteurs S1 et S2 (voir détails Tab. XI, en annexe 3).

Les fortes corrélations positives significatives et hautement significatives signalées entre les métaux permettent d'exprimer que ces éléments ont des propriétés communes (métaux de transition) (Giblin, 2001).

La bonne connexion entre certains métaux analysés et les paramètres physicochimiques ($r \leq 0,5$) permet de mettre en évidence l'influence de ces variables sur la répartition des éléments métalliques dans les surfaces d'eau. La variation du pH modifie facilement le comportement des métaux. Les pH, basiques ($7 \leq \text{pH} \leq 10$) et légèrement acides ($6 \leq \text{pH} \leq 7$) ont une influence sur la forme chimique des métaux. De fortes anti-corrélations sont notées entre ce facteur environnemental et certains éléments métalliques étudiés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (Blinda, 2007).

4.4. Les concentrations des hydrocarbures totaux en fonction des stations de prélèvement.

Les teneurs d'hydrocarbures détectées dans les stations étudiées sont non négligeables et notamment dans la station de l'arrière port de pêche de Stora. Le taux maximal est égal à 4,35 ppm. Le tableau 58 présente des concentrations relativement faibles, similaires et supérieures à celles observées dans notre étude (Boutefnouchet et al., 2005; Mezedjeri, 2008; Saker, 2007; Bordjiba et al., 2009;). Les 12 stations sont classées selon l'ordre décroissant des concentrations des HCT: (S3 st. 1) > (S1 st. 1) > (S2 st. 3) > (S1 st. 2) > (S2 st. 1) > (S2 st. 2) > (S3 st. 2) > (S3 st.6) > (S3 st. 5) > (S3 st.3) > (S2 st. 4) > (S3 st. 4).

L'hypothèse la plus probable pour expliquer la détection des HCT dans les 3 secteurs est l'activité portuaire, industrielle et les rejets urbains, les dégazages et les déballastages des navires qui transitent et d'autre part par les accidents de fuite qui surviennent au niveau de la plateforme pétrochimique. En effet les ports constituent un réceptacle naturel des eaux usées des villes et agglomérations côtières attenantes (IGBE, 2005). La présence de 3 ports dont les eaux usées renferment des peintures, des métaux lourds, des produits anti-fouling et des

hydrocarbures dans notre maille d'échantillonnage génère des perturbations certaines en milieu marin.

Tableau 58 : Bilan des teneurs des hydrocarbures totaux dans les eaux littorales à proximité de nos stations d'étude.

Stations	HCT (ppm)	Références
Le port de Stora	2,33	Saker, 2007
	2	ANPE (1988 à 1993)
	3,91	LEM, 1998
	17,90	Saker, 2007
Golfe de Stora	10	Boutefnouchet <i>et al.</i> , 2005
Ancien port	25	ANPE (1988 à 1993)
	1,48	LEM, 1998
	11,02	Saker, 2007
	10	Boutefnouchet <i>et al.</i> , 2005
	19,99	Saker, 2007
Recommandations Européennes.	$<10^{-2}$	N° 80/779/CEE

Les valeurs mesurées ne sont pas considérées comme importantes, lorsqu'elles sont comparées aux données de la littérature (Tab. 57). Une concentration non négligeable est relevée dans la station témoin (S3 st.6) supposée loin de toutes sources de pollution. C'est une conséquence du trafic maritime ou des fuites des embarcations. De plus, annuellement, 25.000.000 tonnes d'hydrocarbures transitent par les quais des ports de Skikda, et la mise en service de deux bouées de chargement en offshore conçues pour les tankers de 300,000 tonnes (Cadastre, 2004). Le golfe de Stora reçoit tous les vents du nord-ouest au nord-est, ce qui conduit au déplacement des masses polluantes du complexe polyindustriel situé dans le secteur 1 vers les autres secteurs d'étude.

Nous évaluons les interactions des hydrocarbures totaux avec les paramètres physico-chimiques à travers les corrélations. À l'échelle de Spearman, la relation négative significative entre HCT et % O₂ dissous met en évidence l'impact de la pollution hydrocarbonée sur la saturation du milieu en oxygène. Les hydrocarbures peuvent limiter l'apport d'oxygène dans les eaux de surface s'ils sont en concentrations élevées.

4.5. Suivi des indices biologiques (abondance et indice de condition) chez *P. rustica*.

L'analyse des tendances de l'abondance expose moins de patelles en hiver et au printemps dans toutes les stations (respectivement 8,83% et 19,48%). Les effectifs sont élevés principalement dans les stations S1 st.2 et S2 st.2. Ces stations sont respectivement à 0,78 km et 1,25km à l'ouest du port d'hydrocarbures, puis S2 st.1 à côté de l'ancien port et S2 st.2 est sur 3,34km du nouveau port et par ailleurs à 0,3km de S2 st.1. Les densités se sont relativement contractées de S2 st.4 à S3 st.3 pour augmenter à nouveau (de S3 st.4 à S3 st.6), et d'autres espèces de patelles sont enregistrées en particulier *P. caerulea* et *Siphonaria pectinata* (Heterobranchia Pulmonata) au centre et à l'ouest de la baie. Les plus fortes abondances sont relevées principalement à l'est de la baie (Fig. 52) et pendant les périodes d'été et d'automne qui coïncident avec les périodes de températures élevées. Vermeij (1971) mentionne que la température du corps de patelles est plus élevée que celles des autres mollusques intertidaux (Branch, 1981). Quelques études publiées sont disponibles pour *P. rustica* Linné, 1758, qui est caractérisée d'espèce d'eau chaude : warm-water species (Lima et al., 2006). Orton (1920) et Olive (1995) rapportent que la température de la mer est considéré comme l'un des facteurs les plus influents dans l'élevage contrôlé chez les invertébrés marins (Ribeiro et al., 2009). L'abondance totale (individu/m²) montre une différence entre la valeur la plus basse (la plage Mollo) et la valeur la plus élevée (station l'îlot). L'abondance de cette espèce est également enregistrée à S2 st.1 et S2 st.2 avec d'autres patelles notamment *P. caerulea* et *Siphonaria pectinata*.

Les patelles possèdent une grande influence sur la structure et la fonction des communautés du substrat rocheux (Raffaelli et Hawkins, 1996).

L'analyse de variance sur l'ensemble des indices de condition établit des différences significatives sur l'état physiologique des individus entre les 12 stations d'étude (Tab. 50). Les IC obtenus dans la station plage mollo sont plus faibles que ceux relevés sur les autres stations. L'indice de condition est le rapport du poids des tissus mous sur le poids total de l'animal. C'est le premier indicateur du taux de remplissage de la coquille par les tissus mous (Devier, 2003). Cet indice est souvent employé pour évaluer les variations saisonnières des réserves nutritives ou la qualité des tissus, aussi bien pour suivre les effets délétères de divers polluants et/ ou de maladies (Crosby et Gale, 1990). Santina et al. (1993) énonce un pic de poids gonadique pendant l'automne et l'émission gamétique se produisant entre décembre et mars. Cet auteur

signale également que la population de cette espèce est plus synchronisée et les périodes de ponte se produisent principalement une fois par an.

Frenkiel (1975) et Othaitz, (1994) indiquent que les espèces méditerranéennes de *P. rustica* ont une plus longue période de reproduction avec moins de pontes multiples synchrones survenant entre août et novembre (*Reibero et al., 2008*). Sur la côte basque espagnole, cette espèce affiche un cycle de reproduction très similaire mais avec des pontes multiples (*Othaitz, 1994*) (: in *Reibero et al., 2008*). Cet auteur rapporte avec prudence environ 2 saisons de reproduction (entre juillet et décembre) et une seule période de ponte se produisant chaque saison. La situation géographique et les facteurs abiotiques ont une grande incidence sur la côte du Portugal.

L'état physiologique des organismes (croissance, reproduction) est étroitement lié à la quantité de ressources alimentaires disponibles. La nutrition a un effet direct sur la vitesse et la durée des phénomènes de gamétogenèse (*Lubet, 1980*) (: in *Missili, 2002*). La situation géographique et les facteurs abiotiques ont une grande incidence.

Certaines études démontrent que la température peut avoir des effets directs létaux sur les patelles et d'autres sublétaux importants, comme influant sur les taux métaboliques et les taux d'alimentation (*Branch, 1981*). Selon *Orton (1920)*, la température de la mer est considérée comme l'un des facteurs les plus influents dans le contrôle de la reproduction chez les invertébrés marins. En plus les communautés biotiques des côtes rocheuses sont considérées comme généralement contrôlée par des facteurs physiques tels que la température et la dessiccation (*Helmuth, 1999*). La température du corps est fortement influencée par les conditions ambiantes et s'équilibre avec la température de l'eau peu de temps après que la patelle soit submergée. *Bonner et al. (1993)* citent que la motilité des patelles est réduite à pH 5,5 mais une fois de retour à l'eau de mer normale, ces individus récupèrent mais soumises à un pH de 2,5, une inhibition totale de mouvement a lieu et quand elles sont retournées à l'eau de mer normale, la moitié du lot est mort (*Lima et al., 2007*). Les variations des facteurs environnementaux tels que la température, le pH et la localisation des stations peuvent influencer l'état physiologique de l'animal. La température de la surface de l'eau pourrait être un paramètre déterminant majeur du succès de la reproduction et donc des possibilités de dispersion de *P. rustica*. Au cours de cette investigation, l'abondance et l'indice de condition de *P. rustica* sont corrélées à la température (respectivement : $r=0,586$, $p=0,00$ et $r=0,594$, $p=0,00$).

Ceci rejoint les travaux relatifs à la température de l'air et de la mer et les périodes de reproduction (automne) et le recrutement. Ce sont les principaux facteurs de la répartition de ce taxon sur la côte atlantique, et la croissance initiale (période hivernale) (*Lima et al., 2006*). Aussi cet auteur note les régions caractérisées par un climat plus chaud comme la côte sud du Portugal et le golfe de Gascogne sont correctement modélisées comme ayant de fortes densités de *P. rustica*.

4.6. Résultats des teneurs métalliques dans les tissus entiers chez *P. rustica*.

4.6.1. Evolution spatiotemporelle des ETM chez *P. rustica*.

La quantité de métaux lourds dans les organismes reflète clairement celle de l'eau dans laquelle les algues et les ormeaux se développent (*Bertine et Goldberg, 1972*) (: *in Chung et al., 2003*). Les estuaires et les zones côtières constituent les principaux sites de développement urbain et industriel. Ils peuvent être considérés comme des zones de déchets pour de nombreux polluants, dont les métaux lourds (*Lam et al., 1997; Kasuba and Rozgaj, 2000; Suzuki et al., 2001*) (:*in De Wolf et al., 2004*).

Les organismes issus des stations plage Saf saf et plage des chevaux sont fortement impactés par les rejets urbains, industriels et les embouchures des oueds de la région d'étude (respectivement oued Saf saf et oued Béni Malek). Toutes les teneurs métalliques déterminées dans les 2 stations polluées S1 st.1 et S2 st.1 sont au-dessus de la norme IAEA-407 (2003). Ils peuvent présenter un danger pour la santé humaine en cas de consommation des patelles par la population du littoral. Sur la base des résultats, les patelles de la station de référence S3 st.6 exhibent des concentrations très basses par rapport aux standards fixés sauf pour le nickel.

Les seuils élevés en cuivre ($25,68 \pm 3,95 \mu\text{g/g}$ de poids sec) et zinc ($164,08 \pm 28,79 \mu\text{g/g}$ de poids sec) caractérisent la station S2 st.1. Chez les individus de la station S1 st.1, les concentrations moyennes en cuivre ($20,44 \pm 3,99 \mu\text{g/g}$ de poids sec) et Zinc ($152,42 \pm 28,48 \mu\text{g/g}$ de poids sec) sont aussi importantes et inquiétantes et dépassent largement la norme précitée. Le cuivre et le zinc sont des éléments essentiels pour la croissance et le développement et leur absorption de l'environnement est conforme aux besoins nutritionnels à travers le contrôle homéostatique (*Couture et Rajotte, 2003*). Cependant, ces éléments deviennent toxiques à des concentrations supérieures aux limites de contrôle homéostatique. Le zinc n'est pas impliqué dans des affections survenant chez l'homme par suite de consommation de produits de la mer

(Osterberg et Keckes, 1977) (: in Scoullos et Constantianos, 1996). Aussi cette faible toxicité serait liée aux mécanismes de régulation de l'homéostasie qui rendent peu probable le risque de toxicité chronique due à l'eau de boisson ou à l'alimentation chez l'homme (OMS, 1984) (: in Scoullos et Constantianos, 1996). L'élément cuivre peut affecter les voies respiratoires et la physiologie cardiaque des invertébrés marins présents dans l'eau de mer à des concentrations élevées (Curtis et al., 2000; Depledge, 1994). En particulier, l'exposition aiguë est suivie par une réduction de la fréquence cardiaque (bradycardie) dans différentes espèces de patelles gastéropodes : *P. vulgata* (Marchan et al, 1999), *P. caerulea*, *P. aspera* et *P. rustica* (De Pirro et al., 2001). Les 2 métaux lourds non essentiels le cadmium et le plomb n'ont pas de mécanismes de régulation (Viarengo, 1989) et sont donc plus toxiques pour les organismes. Ces derniers sont classés comme substances prioritaires par la Commission européenne (COM, 2006) (: in Shinn et al., 2009).

L'accumulation des métaux essentiels se fait de 2 façons : sous forme dissoute et par ingestion d'aliments. Le cadmium est accumulé seulement sous forme dissoute (Wang et Fisher 1996) (: in Merzouki et Talib, 2009). Ceci pourrait expliquer les fortes teneurs mesurées en Zn et en Cu. Ainsi le mécanisme réel de prise des métaux chez la patelle est compliqué et dépend de facteurs directement corrélés au poids (cycle sexuel, température, abondance de nourriture) et également de la biodisponibilité des métaux dans le milieu (Nakhlé, 2003; Marcotrigiano, 2004; Bergasa et al , 2009). De plus, ces 2 ETM sont en partie régulés par les patelles suite à leur implication dans de nombreux processus biologiques.

Un degré de contamination supérieur est dévoilé chez les patelles de la plage Saf saf. Ceci est confirmé par les teneurs des ETM dans les eaux de surface du suivi préliminaire. *P. rustica* accumule préférentiellement ces métaux *in toto* dans l'ordre suivant:

Zn (127,15 µg/g) > Ni (26,47µg/g) > Cu (16,37µg/g) > Cd (15,88µg/g) > Pb (15,36µg/g).

Dans la station S1 st.1, la séquence métallique est la suivante : **Zn > Ni > Cd > Pb > Cu**. La station S2 st.1 suit le même ordre pour les éléments majoritaires Zn et Ni (**Zn > Ni > Cu > Pb > Cd**). Donc ces 2 stations arborent la même tendance d'évolution avec le zinc et le nickel suggérant une forte contamination anthropique d'origine industrielle. Ainsi la charge *in toto* du zinc et du nickel sont les 2 éléments les plus biodisponibles avec des teneurs variant respectivement entre

46,03 et 208,38 $\mu\text{g/g}$ de poids sec et entre 1,47 $\mu\text{g/g}$ et 57,24 $\mu\text{g/g}$ de poids sec. La biodisponibilité en cadmium, cuivre et plomb est aussi forte (de l'ordre de 0,011 $\mu\text{g/g}$ à 47,01 $\mu\text{g/g}$, 2,46 $\mu\text{g/g}$ à 33,37 $\mu\text{g/g}$ et 0,01 $\mu\text{g/g}$ à 41,16 $\mu\text{g/g}$ de poids sec respectifs). La station S3 st.6 présente une séquence distincte (**Zn>Cu> Ni> Pb>Cd**).

Pour *Cubbada et al. (2001)*, la séquence d'accumulation métallique chez *P. caerulea* et *P. rustica* suit cet ordre **Zn>Cd>Cu> Cr= Pb**. Les études expérimentales menées sur *P. rustica* établissent que cette espèce concentre des fortes concentrations de zinc (*Cubbada et al., 2001*). Ceci corrobore nos résultats car l'ordre d'accumulation a le même profil pour l'élément zinc.

Pour *Hamed et al. (2006)*, la patelle bleue possède des mécanismes d'absorption et de rétention différente pour le même métal à différentes stations et par conséquent, l'ordre d'accumulation de métal dans l'animal change en fonction des stations. Le fer est le métal prédominant suivi du zinc, Manganèse, plomb et cadmium. Le cuivre, nickel et chrome sont modifiables dans leur ordre aux différentes stations

Il est important de rappeler que les niveaux mesurés pour ces contaminants métalliques sont importants et présentent un effet évident sur la faune et la flore marine. Les stations identifiées polluées, enregistrent des pics significativement plus élevés que pour la station de référence et mériteraient donc des investigations complémentaires. Finalement, les mesures préliminaires des métaux dans la colonne d'eau illustrent la répartition géographique des contaminants métalliques dans la baie de Skikda dans les 3 secteurs où sont localisées les activités industrialo-portuaires.

Trois tendances d'accumulation par ordre décroissant pour les 3 métaux dans les tissus entiers des patelles qui se présentent par stations ainsi :

S1 st.1: (**Zn:**152,86 \pm 28,48)> (**Ni:** 40,87 \pm 9,54)> (**Cd:** 33,05 \pm 7,57) > (**Pb:** 24,93 \pm 6,79)> (**Cu:** 20,44 \pm 14,07).

S2 st.1: (**Zn:** 164,08 \pm 28,79) > (**Ni :**36,50 \pm 9,62) > (Cu: 25,68 \pm 3,95) > (**Pb:**21,12 \pm 2,52) > (**Cd:** 14,56 \pm 0,99).

S3 st.6: (**Zn:** 64,51 \pm 11,67)> (**Cu:** 2,98 \pm 0,396)> (**Ni:** 2,033,22 \pm 0,14)> (**Pb:** 0,03 \pm 0,02)> (**Cd:**0,025 \pm 0,003)

Par métal, le gradient d'accumulation suit cet ordre :

Cadmium: (S1 st.1) > (S2 st.1) > (S3 st.6).

Plomb: (S1 st.1) > (S2 st.1) > (S3 st.6).

Nickel: (S1 st.1) > (S2 st.1) > (S3 st.6).

Cependant le zinc et le cuivre sont prioritaires dans la station S2 st.1

Cuivre: (S2 st.1) > (S1 st.1) > (S3 st.6).

Zinc: (S2 st.1) > (S1 st.1) > (S3 st.6).

La principale source de pollution qui affecte les eaux marines algériennes reste les rejets sans traitement des eaux usées domestiques et industrielles, le déballastage des navires et les oueds considérés comme les principaux collecteurs des eaux usées urbaines et industrielles polluant indirectement le littoral (*Grimes, 2003 et 2010*).

Plusieurs travaux révèlent chez les mollusques marins des concentrations métalliques plus importantes en hiver qu'en été (*Bryan, 1976 ; Philips, 1976*). D'autres auteurs observent que les teneurs les plus élevées sont notées au printemps et les plus faibles en automne (*Radenac et al., 1997*). Alors que *Boalch et al. (1981)* n'observent pas d'effet saison sur les teneurs métalliques. Ceci est confirmé pour le cadmium et le nickel dont la variation saisonnière n'est pas démontrée (Tab. XIV, annexe 3). Les 3 autres éléments analysés (plomb, zinc et cuivre) présentent des fluctuations saisonnières marquées respectivement dans le sens d'un maximum printanier (zinc), estival (plomb) et hivernal (cuivre). Ces résultats seraient probablement dus aux rejets industriels et urbains très chargés en matière organique, support privilégié des métaux engendrant la formation de complexes organométalliques plus ou moins stables, à ceci s'ajoutent les apports de métaux et les pluies durant les périodes estivale et printanière.

Nos résultats comparés à ceux rapportés par d'autres auteurs dans le golfe d'Annaba (*Perna perna*) et la baie d'Alger (*Paracentrotus lividus*) montre que *P. rustica* présente des valeurs très élevées de cadmium et de plomb par rapport à celles trouvées chez *Perna perna* (*Khati, 2009*) et *Paracentrotus lividus* (*Souailili et al., 2002*). Par contre nos données sur le zinc sont très inférieures à celles des deux auteurs précités.

Dans le golfe de Skikda, les patelles des stations polluées présentent des charges métalliques en cadmium, plomb, et cuivre et nickel supérieures à celles citées dans la littérature (Tab. 59).

Les concentrations mesurées dans la station de référence éloignée des enceintes portuaires et des émissaires urbains ne sont pas toxiques. A l'exception de nickel dont les seuils sont au dessus des normes d'IAEA-407.

Selon des études des concentrations en métaux lourds dans les organismes des estuaires près des cités urbaines donnent des valeurs moyennes très élevées de zinc 8300µg/g dans les huîtres *Crassostrea virginica* au niveau de la baie Tampa, Floride, dans le port de Honolulu (Hawaï) et les huîtres *Crassostrea sandvicensis* enregistrent des teneurs de cuivre de 1400µg/g.

Tableau 59 : Comparaison des concentrations métalliques (µg/ g de poids sec) de *Patella* et de 2 bioindicateurs issus de la présente étude avec des données rapportées dans différents travaux et bioindicateurs.

Métaux	Organismes marins	Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Références
Beni saf Ghazaouet	<i>P. ferruginea</i>	-	6,63- 5,58	0,52 4,38	4,46 4,86	0,091 0,6	Benguedd a ,2012
Les îles de Favignana (Italie) Site propre Site pollué	<i>P. rustica</i>		6,0-22,8 14,4- 21,3	1,4- 3,9 2,1- 3,9	0,0-1,02 -	2,0- 4,6 2,1- 6,6	Cubbada et al., 2001
Golfe de Suez Egypte	<i>P. caerulea</i> (µg/g p.s)	3,06-9,88	56,47-91,42	1,61- 12,17	6,23-70,91	0,63-2,13	Emara et al., 2006
Sicile italy (zone non contaminée)	<i>P. caerulea</i> (µg/g p.s)	-	5±1	1,7±0,5	0.20±0.06	4,41±0.97	Campanella et al., 2001
Côte Turque	<i>P. sp</i>	2,1-83,7	44- 96	3,5-13,7	0,3-3,2	2,1-30,3	Ramelow , 1985
Côte Tyrrhénienne	<i>P. caerulea</i>	-	152 123-180	8,38 5,51- 11,50	2,07 1,67-2,49	0,38 0,33-0,49	Conti et al., 2003
Portugal (Côte sud) Site propre Estuaire contaminé	<i>P. aspera</i>	1.82 7.19 2,86-11,3	36,1- 114 73,4- 172	3,54- 9,19 4,23- 15,2	nd nd	3,47-9,19 1,03- 2,55	Cravo& Bebiano, 2005
Golfe d' Annaba	<i>Perna perna</i> (µg/g p.s)		171	5,34		0,64	Khati, 2009
<i>Paracentrotus lividus</i> (µg/g p.s)			385,5	2,84	6,14	0,14	Soualili et al., 2008 Baie d'Alger
Golfe de Skikda	<i>P. rustica</i>	1,47-57,24	46,03-208,38	2,46- 33,37	0,01- 41,16	0,011-47,01	Présente étude
IAEA-407		0,60 0,55-0,65	67,1 63-67,9	3,28 3,20-3,36	0,12 0,10-0,14	0,189 0,185-0,193	24 January 2003

Concernant le plomb, une moyenne de 26µg/g est mesurée dans *Mytilus edulis* (marina Del Rey, Californie).

Dans le Mississippi (Louisiane), le cadmium s'élève à 13µg/g dans *Crassostrea virginica*, et le nickel à 20µg/g dans les huîtres *Crassostrea sandvicensis* dans la baie d'Hawaï (*Hung et al., 2001*). Les valeurs de zinc et de cuivre dépassent largement nos résultats, par contre les seuils de nickel, cadmium et de plomb sont légèrement proches de nos résultats dans les 2 stations caractérisées par une intense activité anthropique.

Les métaux qui peuvent exister dans les eaux résiduaires, le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et le zinc (Zn), peuvent constituer un risque sanitaire significatif pour les humains et les animaux (*FAO, 1983*). Les patelles sont une source de nourriture pour d'autres espèces, en fait, directement ou indirectement la présence de polluants dans les tissus peut être un risque potentiel de bioaccumulation dans les aliments (*Pena-Mendez et al., 2001*).

Des valeurs dans la même échelle, sont retrouvées chez *Scrobicularia plana* avec de plomb entre 11 et 84ppm, le cuivre entre 3,00 et 82ppm, pour le zinc entre 219,00 et 1085,33ppm (*Cheggour, 1989*).

La séquence des concentrations des métaux mesurées dans les eaux littorales de Skikda durant le suivi préliminaire intervient dans cet ordre Zn>Fe>Mn>Cd> Ni> Cu> Pb>Hg. Les concentrations des métaux dans la totalité des tissus mous des patelles des 2 stations polluées (S1 st.1 et S2 st.1) sont très élevées reflétant un degré de contamination supérieur de la zone d'étude. Sachant que des concentrations nulles de cadmium et de plomb dans les eaux de surface sont obtenues dans la station de référence, ainsi que dans la plupart des stations situées dans la baie ouest supposée éloignée des activités anthropiques (sauf S3 st.1 et S3 st.2). *In toto* chez les patelles issues de la station S3 st.6, les ETM sont détectés mais à des seuils tolérables.

4.6.2. Relations entre les teneurs métalliques et les 2 facteurs abiotiques.

Les interactions métalliques sont bien étudiées (*Cravo et al., 2004*) (: *in Collado et al., 2006*) et (*Wang, 1987*) (: *in Langston & Bebianno, 1998*) (Tab. 60).

Des corrélations positives entre les métaux présentant leurs origines similaires. Les 3 métaux essentiels (cuivre, zinc et nickel) sont corrélés aux 2 métaux non essentiels (plomb et cadmium). Selon *Cheggour (1989)*, cela peut indiquer une synergie entre particulièrement la paire [cuivre, zinc] et [nickel, plomb]. Ceci confirme nos résultats pour ces paires. La

corrélation négative du pH avec le Cd, Pb, Cu, Zn et Ni confirme qu'une chute du pH favorise la solubilité de ces métaux et, par suite, leur accumulation par les patelles.

Tableau 60 : Quelques interactions métalliques démontrant leurs effets sur la toxicité (*Wang, 1987*) (: *in Langston & Bebiano, 1998*).

Paires de métaux	Organismes	Interactions
Cd -Zn	Crevettes	Moins additive ou additive dépendante de la concentration des métaux.
	Invertébrés	Antagonistes
Cu -Ni	Algues (Eaux fraîches)	Synergie
Cd- Cu-Pb-Zn	Plantes aquatiques	Synergie

D'autres paramètres abiotiques affectent la biodisponibilité des métaux et leur accumulation dans les tissus mous des mollusques. Parmi lesquels la spéciation des métaux, la salinité, la température, la hauteur de la colonne d'eau, le micro-habitat, et l'interaction avec d'autres métaux (*Bebiano et Cravo, 2005*). Diverses études toxicologiques ont estimé les effets des métaux pris isolément, seulement le comportement d'un métal dépend de l'interaction avec d'autres métaux et également de l'action des facteurs environnementaux (*Cheggour, 1989*).

Conclusion générale et Perspectives.

5. Conclusion générale et perspectives.

L'objectif de cette étude est de servir de base à l'établissement d'un protocole de suivi de la contamination métallique du littoral algérien. Elle considère le choix et l'optimisation d'un seul bioindicateur quantitatif *P. rustica* pour la quantification et l'appréciation de la contamination par les 5 métaux étudiés : le cadmium, le plomb, le zinc, le cuivre, et le nickel dans 3 stations du golfe de Skikda.

En premier lieu, les valeurs relevées des différents indices écologiques (H' , S) témoignent d'une pollution à multiples sources (d'origine anthropique et industrielle). L'analyse hiérarchique ascendante montre que les eaux de surface du littoral des 12 stations sont faiblement à intensément polluées. L'application de la MANOVA confirme les résultats de l'existence d'une différence très hautement significative entre les stations pour les variables (H' , S') obtenus par la méthode de classification hiérarchique.

L'ensemble des analyses métalliques et des hydrocarbures totaux effectués sur les eaux de surface au niveau des 12 stations d'étude, révèle d'une manière globale, l'absence de contamination métallique par les 9 éléments étudiés dans les 12 stations d'étude. En revanche, selon les normes bruxelloises (AR du 4/11/1987), le cadmium et le mercure sont présents à des concentrations toxiques dans 3 stations (S1 st.1, S1 st.2 et S3 st.1).

D'autre part, l'analyse en composantes principales ACP distingue, dans le cas des analyses métalliques 3 groupes homogènes de stations se situant entre très polluées, peu polluées et propres.

L'espèce *Patella rustica* de par son régime herbivore, sa sédentarité et sa grande abondance dans toutes les stations d'étude, constitue un support biologique adéquat pour le biomonitoring des stations par les métaux traces. En se basant sur l'évaluation des teneurs métalliques dans ses tissus. Elle constitue un organisme de choix pour le suivi de la qualité de l'environnement. Ces patellogastropodes sont considérés comme des organismes appropriés pour des études comparatives parce qu'ils répondent aux exigences les plus importantes du biomonitoring idéal: (1) une grande abondance relative dans les habitats naturels et artificiels; (2) la biologie bien connue; (3) de large répartition géographique; (4) l'état sédentaire; (5) facilité l'identification et l'échantillonnage à tous les moments de l'année; (6) suffisamment grande pour fournir suffisamment de tissu pour l'analyse; (8) la tolérance à un environnement contaminé et des variables physico-chimiques telles que la salinité, température et pH; (9) de

grande capacité à tolérer, d'accumuler et de régler de larges gammes de concentrations de contaminants dans leurs tissus dans des environnements contaminés (Campanella et al., 2001; Bebianno et al., 2003; Hamed et Emara 2006; Nakhlé et al., 2006).

Certaines études ont déjà traité la sensibilité et la capacité des patelles à moduler et à accumuler des différents métaux dans leurs tissus mous (Campanella et al., 2001; Cubadda et al., 2001; Hung et al 2001; Bebianno et al., 2003; Conti et Cecchetti, 2003; Nakhlé et al., 2003; Cravo & Bebianno 2005; Hamed & Emara, 2006;) et dans leurs coquilles (Cravo et al., 2002), également les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Peña-Méndez et al., 2001).

Les stations d'étude sélectionnées présentent des différences sur le plan apport et nature des polluants, il apparaît que les 3 stations soient touchées par la pollution. Cependant, nous remarquons que les concentrations de 4 métaux relevées dans les 2 stations S1 st.1 (plage Saf saf) et S2 st.1 (jetée du port) présentent des teneurs en métaux en Cd, Pb, Cu et Ni supérieures en comparaison à celles fournies par la littérature. Ces teneurs dans ces 2 stations peuvent s'expliquer par le fait que cette zone est sous l'influence des activités industrialo-portuaires, le trafic maritime, les eaux usées urbaines et industrielles véhiculées les oueds (Saf saf, Béni Malek,...). Ce qui engendre une libération quasi-continue des polluants dans l'eau de mer.

La dose interne du polluant renseigne sur la qualité du milieu et la biodisponibilité des molécules polluantes pour les animaux. La technique de l'analyse par la flamme employée est adéquate pour la détermination *in toto* des éléments métalliques choisis. Les résultats obtenus mettent en évidence l'existence d'une pollution par les ETM notamment, le plomb, le nickel et le cadmium. Les seuils enregistrés sont légèrement supérieurs à la littérature.

Ces mesures montrent que les stations de prélèvement qui drainent les rejets des zones industrielles à proximité d'unités industrielles spécifiques (S1 st.1) et à proximité des ports (S2 st.1 et S3 st.1) établissent une contamination significative par les métaux lourds analysés dans les tissus entiers de *P. rustica*. Par contre la station S3 st.6 éloignée des installations industrielles et des activités portuaires (absence des sources ponctuelles des eaux industrielles) et des rejets domestiques n'enregistre pas de pollution importante par ces métaux, sauf pour le nickel et le zinc. Leurs teneurs sont soit au-dessus (Ni) ou à la limite (Zn) des recommandations de IAEA-407.

En somme, la zone d'étude est une zone de double influence naturelle (continentale et marine) et anthropique (déchets liquides et / ou solides industriels et domestiques).

Au terme de cette étude consacrée à la bio-surveillance des polluants métalliques par la patelle *P. rustica*. Ce bio-indicateur évalue la pollution métallique dans le golfe de Skikda. Les données obtenues sur la contamination métallique de la zone d'étude affichent les tendances stationnelles et saisonnières (à l'exception du Cd et Ni) de cette pollution conjuguée (urbaine et industrielle).

1. L'étude de la contamination de *Patella rustica* du golfe de Skikda (côte nord-est algérienne) par les 5 métaux (cadmium, plomb, cuivre, zinc et nickel) dans les tissus entiers de la patelle (exprimées en $\mu\text{g/g}$ de poids sec) dans les 3 stations sélectionnées témoigne de la présence des micropolluants chez les patelles prélevées.

La comparaison des teneurs enregistrées dans cette espèce étudiée montre que les teneurs en oligo-éléments (cuivre, zinc et nickel) sont plus élevées par rapport à celles des éléments toxiques : non essentiels (cadmium et plomb). Les métaux essentiels comme le zinc, le cuivre, le nickel ont des fonctions physiologiques mais sont toxiques au-dessus de certains seuils (*Rietzler et al., 2001*).

2. Les concentrations en métaux traces varient assez largement chez les 3 stations d'échantillonnage. nous trouvons une différence hautement significative entre les stations. Il n'y a aucun effet saison dans l'accumulation du cadmium et du nickel. Les concentrations de cadmium affichent des valeurs élevées au niveau des stations S1 st.1 et S2 st.1. En effet, ces 2 stations disposent de deux embouchures des oueds respectivement l'oued Saf saf et l'oued Béni Malek qui drainent des quantités importantes de polluants, d'origine domestique, agricole et industrielle, qui se jettent ensuite dans la mer, sans aucun traitement adéquat.

Le Ravin des lions (S3 st.6) supposée une station relativement « propre » sauf pour le nickel et le zinc dont les concentrations sont assez bien marquées (IAEA-407, 2003).

Nos résultats toxicologiques prouvent que les teneurs des ETM dans cette espèce sont très fortes, et elles dépassent largement les normes fixées par l'IAEA-407 pour les organismes marins sauf pour le cuivre dont la teneur moyenne enregistrée est de $3,02 \pm 1,75 \mu\text{g/g}$ de poids sec. Elle est légèrement inférieure à celle de la norme qui s'échelonne de 3,20 à 3,36 $\mu\text{g/g}$ de poids sec. Par conséquent un risque de toxicité pour la santé humaine est considérable si cette espèce est consommée ou utilisée comme appât, car dans plusieurs endroits du monde, les patelles sont consommées comme des fruits de mer (palourdes, huîtres et moules,...).

Ces conclusions nous permettent de tirer des enseignements pratiques en matière de suivi de la contamination côtière le long du littoral est algérien et de faire des **recommandations pour des perspectives futures** :

1. Inclure d'autres bioindicateurs et élargir la liste des éléments en traces métalliques recherchés.
2. L'analyse des teneurs en métaux traces dans les 3 compartiments marins est primordial pour le suivi de la santé de l'écosystème côtier de Skikda. Selon *Phillips et Rainbow (1993)*, la clarification de la pollution comparative de l'environnement aquatique par les métaux est possible par l'analyse des 3 matrices du milieu marin : l'eau, le sédiment et du biota indigène (biomonitoring).

Les éléments de la qualité biologique pour les définitions de l'état écologique dans les eaux côtières, telles qu'énoncées dans la directive cadre sur l'eau de la *CEE, 2000 (Grall et Coïc, 2005)* sont :

- a) *Composition, abondance et biomasse du phytoplancton ;*
- b) *Composition et abondance d'autres flores aquatiques,*
- c) *Composition et abondance de la faune invertébrée benthique.*

Les écosystèmes propres aux zones littorales subissent les menaces les plus importantes et les organismes intertidaux du littoral rocheux constituent un bon indicateur des perturbations et sont particulièrement adaptés à l'évaluation de l'état des écosystèmes dans lesquels ils se développent (*Dauer, 1993*).

Nous concluons que le degré de pollution a un impact sur le peuplement des Patellidae des substrats rocheux dans le golfe de Skikda partagé géographiquement en 3 secteurs : à l'ouest, le secteur S3 supposé éloigné de toute source de pollution pourrait servir de site de référence (*Cadastre, 2004*). Le secteur S2 est situé au centre et englobe des plages de baignade (*Cadastre, 2004*). Le dernier secteur est localisé à l'est, où une régression des espèces originelles serait due à l'extension du complexe pétrochimique (*Cadastre, 2004*). Les patelles sont les espèces les plus représentatives du milieu pour le suivi de la pollution métallique.

Ces résultats constituent une référence du suivi et de l'évaluation de la biodiversité du littoral. L'existence de 160Kms de côtes, un pôle industriel à multiple rejets et une implantation urbaine massive nuisent à la diversité biologique et engendrent un dysfonctionnement de l'écosystème côtier. Il faudra valoriser ces outils endémiques en évaluant l'état de santé des

populations (particulièrement intertidale des côtes rocheuses) et ainsi suivre les capacités de restauration des milieux côtiers. Puisque la composition des communautés sessiles est particulièrement utile en tant que référence pour le suivi écologique, car ces organismes sont incapables d'éviter des perturbations dans le milieu marin et donc, la composition de la communauté reflète leur histoire commune (*Fa et al., 2002*) (: in *Guerra Garcia et al., 2006*). Pour *Houghton et al. (1997)*(*Murray et al., 2006*), les principales formations d'échantillonnage des taxons (*Fucus, Patella, Lottiid, Littorina, et Nucella*) fournissent la plupart des informations nécessaires pour détecter les changements fonctionnels dans les communautés intertidales des rochers.

Bibliographie.

Abdel-Moati A R., Atta M. M., 1991. *Patella vulgata*, *Mytilus minimus* and *Hyale prevosti* as bioindicators for Pb and Se enrichment in Alexandria coastal waters. Marine pollution bulletin A. 22 (3), pp. 148-150.

Abdenmour C., Smith B. D., Boulakoud M. S., Samraoui B., Rainbow P. S., 2000. Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns (Crustacea, Decapoda) from northeast Algeria. Hydrobiologia. 432, (1-3), pp 217-227.

Agence européenne pour l'environnement (AEE), 2006. Problèmes prioritaires pour l'environnement méditerranéen. ISBN 92-9167-882-1. N°4. Copenhague.

Algaebase. Database of information on algae that includes terrestrial, marine and freshwater organisms. www.algaebase.org.

Al-Masri M.H., 2002. Marine environment studies on the Syrian coast. Biomonitoring, CIESM workshops series, (15). 136p.

Amiard J.C., Pineau H., Boiteau H.L., Metayer C., Amiard-Triquet C., 1987. Application de la spectrophotométrie d'absorption atomique Zeeman aux dosages de huit éléments traces (Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, et Se) dans des matrices biologiques solides. Wat. Res. (21), 693-697.

Amiard-Triquet C., Jeantet A.Y., Berthet B., 1993. Metal transfer in marine food chains: bioaccumulation and toxicity. Acta. Biologica Hungarica 44 (4):387-409.

Amiard J.C., Caquet T., Lagadic L., 1998. Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. In: Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C., Ramade F. (Eds). Utilisation des biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Paris: Lavoisier, 21-30.

Al-Yousuf M.H, El-Shahawi M.S., Al-Ghais S.M., 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. The Science of the total Environment 256, 87-94

Aminot A., Kerouel R., 2004. Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Éd. Ifremer, 336 p.

Aminot A., Chaussepied M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO: 395p.

AOAC, 1990. *Official methods of analysis*. (2). 15^e Ed. Washington, DC, USA: Association of Official Analytical Chemists.

Aoudjit N., 2001. Thèse de Magister. Université d'Oran/Algérie 243 p.

ASTM, 2003. Designation 4190-03: Standard Test Method for Elements in Water by Direct-Current Plasma Atomic Emission Spectroscopy.

ASTM, 2003. Designation 3223-02: Standard Test Method for Total Mercury in Water.

ASTM, 2003. Designation 4453: Standard Practice for Handling of Ultra-Pure Water Samples. USA.

ASTM, 2003. Designation 3325 – 90: Standard Practice for Preservation of Waterborne Oil Samples. Annual Book of ASTM Standards.

Bakalem A., Ruellet T., Dauvin J.C., 2009. Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators* **9**: 395-408.

Ballesteros E., Torras X., Pinedo S., Garcia M., Mangialajo L., De Torres M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* (55) 172–180.

Banat M., Hassan E.S., 1998. Post-gulf-war assessment of nutrients, heavy metal ions, hydrocarbons, and bacterial pollution levels in the United Arab Emirates coastal waters. *Environment international.* 24:109-116.

Bargagli R., Baldi F., Leonzio C., 1985. Trace metal assessment in sediment, molluscs and reed leaves in the bay of Follonica (Italy). *Mar. Environ. Res.* 16 (4), Pages 281–300.

Baric A., Branica M., 1967. Polarography of seawater. I. Ionic state of cadmium and zinc in seawater. *J. Polarogr. Soc.* 13:4-8.

Batley G.E., Florence T.M. 1977. Determination of the chemical forms of trace metals in natural waters, with special reference to copper, lead, cadmium and zinc. *Talanta.* 24: 3, p. 151–158.

Bebianno M.J., Cravo A., Miguel C. et Morais S., 2003. Métallothionéines concentrations in a population of *Patella aspera*: variation with size. *The Scie. Total Envi.* 301: pp.151–161.

Beldi H., Gimbert F., Maas S., Scheifler R., Soltani N., 2006. Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusk *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria. *African Journal of Agricultural Research.* 1 (4), pp. 085-090.

Beldi H., Boumaza F. Z., Draredja B., Soltani N., 2012. Biodiversité des Patellidae (Gastropoda, Prosobranchia) du golfe d'annaba (Algérie Nord-Est). *Bulletin de la Société zoologique de France* 137 (1-4): 121-132.

Bellan-Santini D., 1968. Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.* 10, 27-53.

Bellan-Santini D., 1980. Relationship between populations of Amphipods and pollution. *Mar. Poll. Bull.* (11) : 224–227.

Benguedda-Rahal W., 2012. Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de Doctorat en écologie et environnement. Université de Tlemcen. Algérie. 149p.

Benchikh S., Azzouz M., 1998. Etude de la variabilité des teneurs en métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* d'un milieu lagunaire : le lac Mellah (Algérie). C.I.E.S.M. **35**:236-237p.

Bergasa O., 2009. Study of metals concentrations levels in *Patella piperata* through the Canary Islands, Spain. Fresenius Environmental Bulletin. Issue 15: 1234- 1240

Berne F., Cordonnier J., 2000, *Traitement des eaux* ; école nationale supérieure du pétrole et des moteurs ; Editions TECHNIP ; 306p.

Bertine KK& Goldberg ED.1976. Trace elements in clams, mussels and shrimps. Limnol. Oceanogr. 17: 877-884.

Bini G., Chelazzi G., 2006. Acclimatable cardiac and ventilatory responses to copper in the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. Comp. Biochem. Physiol. C. 144: 235-241.

Blanchet H., 2004. Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du bassin d'Arcachon. Thèse de doctorat. Univ. Bordeaux.

Blinda M., 2007. Pollution tellurique du littoral nord-ouest du Maroc entre Tanger et Tétouan: Caractérisation, Impact sur l'Environnement et Proposition de Solutions. Université Mohammed V. Thèse de doctorat. Rabat. Maroc.194p.

Boalch R., Chan S., Taylor D., 1981. Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. Mar. Poll. Bull.12 (8) 276-280.

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). 87- 97.

Bouchet P., Rocroi J.P., 2005. Classification and nomenclator of gastropod families. *Malacologia: International Journal of Malacology*, 47(1-2). Conch Books: Hackenheim, Germany. ISBN 3-925919-72-4. 397 pp. **Boudjellal B, Refes W, Eddalia N, Ounadi F,**

Boudouresque C.F., Beaubrun P.C., Relini G. Templado J. Van Klaveren M.C. Van Klaveren P., Walmsley J.G., Zotier R., 1996. Critères de sélection et liste révisée des espèces en danger et menacées (marines et saumâtres) en Méditerranée. GIS Posidonie Publisher, Marseille, Fr: pp.1-73.

Boudjellal B., Refes W., Eddalia N., Ounadi F., Benchikh S., Azzouz M., 1998. Etude de la variabilité des teneurs en métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) d'un milieu lagunaire : le lac Mellah (El-Kala/Algérie). *Rapp. Comm. ml. Mer Médit.* 35.

Boutefnouchet N., Bouzerna N., Chettibi H. 2005. Assessment of the Petrochemical Industry Pollution on the Skikda Bay, Algeria. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2(3),463-468.

Branch G. M., 1981. The biology of limpets: physical factors, energy flow, and ecological interactions. *Mar. Biol. Ann. Rev.* 19: 235-380.

Bryan G.W., 1976. Heavy metal contamination in the sea. In marine pollution. R. Johnston (ed.), Acad. Press. , London, pp: 186-302.

Bryan G.W., 1979. Bioaccumulation of marine pollutants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 286, 483–505.

Brazão S., Boaventura D., Morais S., Narciso L., Re P., 2003. Reproduction of *Patella depressa* Pennant, 1777 on the central Portuguese Coast. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 19 (1-4).

Brisou J F et Denis F., 1978. Hygiène de l'environnement maritime. Edit. Masson.248p.

Brisou J F. et Denis F., 1980. Techniques de surveillance de l'environnement maritime. Edit. Masson. p206.

Bubel A., 1976. Histological and electron microscopical observations on the effects of different salinities and heavy metal Ions, on the gills of *Jaera nordmanni* (Rathke) (Crustacea, Isopoda). *Cell and Tissue Research.* (167):1, pp 65-95.

Buttler P.A., Andren L., Bonde G.J., Jernelov A., Reisch D.J., 1971. Monitoring organisms. FAO conference on marine pollution and its effect on living resources ans fishing. Rome. FAO fisheries reports. (99).pp.101-112.

Cabral, J. P. and Silva, A.C. F., 2003. Morphometric analysis of limpets from an Iron-Age shell midden found in northwest Portugal. *J. Archaeological Sci.* 30: 817-829.

Cabral J.P., 2007. Shape and growth in European Atlantic *Patella* limpets (Gastropoda, Mollusca), Ecological implications for survival. *Web. Ecol.* 7:11-21.

Cadastre Littoral Wilaya de Skikda. CNERU., 2004. (Centre national des études appliquées en urbanisme. pp. 159.

Campanella L., Conti M E., Cubadda F., Sucapane C., 2001. Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution* 111: 117-126.

Casas S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat en océanologie biologique, Environnement marin .Université du sud Toulon Var. 363p.

Cattell R. B., 1966. The scree test for the number of factors. *Multivariate Behavioral Research*, 1, 245-276.

Cervella P., Ramella L., Robotti C. A., Sella G., 1988. Chromosome analysis of three species of *Patella* (Archaeogastropoda). *Genetica* 77:97-103, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht - Printed in the Netherland.

Chabert D., Vicente N., 1981. Pollution chimique par les métaux lourds et les composés organochlorés d'un milieu lagunaire (lagune du Brusç, Méditerranée, France). *Journ. Etud. Pollut. CIESM*, 5:232-334

Chiffolleau J C., 2001. La contamination métallique, région haute Normandie, (Programme Scientifique Seine-Aval) IFREMER 8 : 39p.

Chung-Min Liao., Bo-Ching Chen., Sher Singh., Ming-Chao Lin., Chen-Wuing Liu., Bor-Cheng Han., 2003. Acute Toxicity and Bioaccumulation of Arsenic in *Tilapia* (*Oreochromis mossambicus*) from a Blackfoot Disease Area in Taiwan. *Environment Toxicology*, 18: 252–259.

Concise international chemical assessment document (CICAD). 2004. Manganese and its compounds: environmental aspects. 1. Manganese- toxicity 2.Risk assessment 3.Environmental exposure I. International Programme on Chemical Safety. ISSN 1020-6167. 63p.

Collado C., Ramirez R., Bergasa O., Hernandez- Brito J.J., Gelado Caballero M.D., Haroun R.J., 2006. Heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in two species of limpets (*Patella rustica* and *Patella candei crenata*) in the Canary Islands, Spain. *WIT. Transactions on Ecology and the environment*, 95. ISSN 1743-3541.

Colombini I., Falaci M., Milanesi F., Scapini F., Chelazzi L., 2003. Comparative diversity analysis in sandy littoral ecosystems of the western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (58): 93–104.

Conti M. E., Cecchetti G., 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Research* 93. 99–112.

Côrte-Real H. B. S .M., Hawkins S. J., & Thorpe J. P., 1996. An interpretation of the taxonomic relationship between the limpets *Patella rustica* and *P. piperata*, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 76:717-732.

Cossa D., Ficht A., 1999. La dynamique du mercure –fascicule programme scientifique Seine-Aval. 11. 25p.

Côte M., 1998. Les étages bioclimatiques des régions de l'Est algérien. *Revue Rhumel*, IST, Univ. Constantine 6: 57-71.

Cravo A., Bebianno M.J., 2005. Bioaccumulation of metals in the soft tissue of *Patella aspera*: Application of metal/shell weight indices. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 571-586.

Cretella M., Scillitani G., Toscano F., Turella P., Picariello O., Cataudo A., 1994. Relationships between *Patella ferruginea* Gmelin, 1791 and the other Tyrrhenian species of Patella (Gastropoda: Patellidae). *J. Mollus. Stud.* (60), 9–17.

Cheggour M., 1989. Bioaccumulation de quelques éléments métalliques (Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Mn, Fe, V) chez un mollusque bivalve, *Scorbicularia plana*, dans l'estuaire du Bou Regreg (Côte atlantique marocaine). *Bull. Ins, Sci.* 13, 125-133.

Chiffolleau J C., 2001. La contamination métallique, région haute Normandie, (Programme Scientifique Seine-Aval) IFREMER 8: 39p.

Christiaens J., 1973. Révision du genre *Patella* (Mollusca, Gastropoda), *Bulletin du Musée National d'Histoire Naturelle.* 182: 1305–1392.

Couture P., Rajotte J.W., 2003. Morphometric and metabolic indicators of metal stress in wild yellow perch (*Perca flavescens*) from Sudbury Ontario: A review. *J. Environ. Monit.* (5), 216-221.

Crosby M. P., Gale L. D., 1990. A review and evaluation of bivalve condition index methodologies with a suggested standard method. *J. Shellfish Res* 9:1233–237.

Crothers J. H. 2003. Rocky shore snails as material for projects (with a key for their identification). *Field Studies*, 10:601 – 634.

Curtis, T.M., Williamson, R., Depledge, M.H., 2000. Simultaneous, long-term monitoring of valve and cardiac activity in the blue mussel *Mytilus edulis* exposed to copper. *Mar. Biol.* 136, 837–846.

Cubadda F., Conti M.E., Campanella L., 2001. Size-dependent concentrations of trace metals in four Mediterranean gastropods. *Chemosphere.* (45), 561-569.

Culha M., Bat L., 2010. Visible decline of limpet *Patella caerulea* L, 1758, a biomonitor species, at the Sinop peninsula and vicinity (the southern Black sea, Turkey). *J. Env. Protec. Ecol.* (11), 1024–1029.

Dagnelie P., 1986. Analyse statistique à plusieurs variables Gembloux, Presses agronomiques. 362 p.

Dame R. F., 1996. Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. 2nd Ed. (Marine Science). <http://www.taylorandfrancis.com>.

Dauer D.M., 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Mar. Pol. Bull.* (26), 249–257.

Dauvin J.C., Bachelet G., A. Barille L., Blanchet H., Montaudouin X. De Lavesque N, Ruellet T., 2009. Benthic indicators and index approaches in the three main estuaries along the French Atlantic coast (Seine, Loire and Gironde), *Mar. Ecol. Blackwell Verlag* 30:228–240.

Davies M. S., Hawkins S.J., Jones H. D., 1992. Pedal mucus and its influence on the microbial food supply of two intertidal gastropods, *Patella vulgata* L. and *Littorina littorea* (L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 161 (1992) 57-77

Denny M. W., 2000. Limits to optimization: fluid dynamics, adhesive strength and the evolution of shape in limpet shells. *J. Exper. Biol.* (203), 2603–2622. Printed in Great Britain © the Company of Biologists Limited.

De Pirpo M., Chelazzi G., Borghini F., Focardi S., 2001. Variations in cardiac activity following acute exposure to copper in three co-occurring but differently zoned Mediterranean limpets. *Mar. poll. Bul.* (12), 42: 1390-1396.

Depledge M.H., Fossi M.C., 1994. The role of biomarkers in environmental assessment. 2. Invertebrates. *Ecotoxicology* 3, 161–172.

De Reviere B., 2003. *Biologie et phylogénie des algues*. Ed. Belin Sup Sciences. 256p.

Djaiz F. 2008. Contribution a l'étude petro-structurale du secteur de Bouchtata-Tamalous. Bordure orientale du socle de la petite Kabylie (Algérie nord – orientale). *Sciences & Technologie D.* 27, 71-76.

De Wolf H., Backeljau T., Blust R., 2004. Sensitivity to cadmium along a salinity gradient in populations of the periwinkle, *Littorina littorea*, using time-to-death analysis. *Aquatic Toxicology* 66: 241–253.

Dupont C., Jean F., Paulet Y.-M., Querne J., 2007. Stratégie de collecte des coquillages abordée par l'analyse biométrique et morphométrique comparative de référentiels actuels. Applications au genre *Patella* du site archéologique de Beg-ar- Loued (île de Molène, Finistère). 5^{ème} Symposium Morphométrie et Evolution des Formes. Paris, 26 et 27 mars 2007.

Durou C., Poirier L., Amiard J.C., Budzinski H., Gnassia-Barelli M., Lemenach K., Peluhet L., Mouneyrac C., Romeo M., Amiard-Triquet. C., 2007. Biomonitoring in a clean and a multi-contaminated estuary based on biomarkers and chemical analyses in the endobenthic worm *Nereis diversicolor*. *Environmental Pollution* (148): 445-458.

EL-Serafy S. S, El-Gamal M. M., El-Sayed D. S., 2003. Seasonal variations of trace metals levels in water and the limpet *patella caerulea* of Alexandria coast, Egypt. *J. Aquat, Biol & Fish.*, 7(4), 283 – 312. ISSN II10- 6/31.

Espinosa F., Guerra-Garcia J.M., Fa D., Garcia-Gomez J.C., 2006. Effects of competition on an endangered limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): Implications for conservation. *J.Exp.Mar. Bio. Eco.* 330: 482– 492.

Espinosa F., Guerra-Garci J.M., Garcia-Gomez J.C., 2007. Sewage pollution and extinction risk: an endangered limpet as a bioindicator? *Biodiversity and Conservation.* (16), 377-397.

Espinosa F., Nakano T., Guerra-Garcia J. M., J. C. Garcia-Gomez., 2010. Population genetic structure of the endangered limpet *Cymbula nigra* in a temperate Northern hemisphere region: influence of palaeoclimatic events? Short Communication, *Marine Ecology Blackwell Verlag GmbH* 1-5.

Ettejani H., 2004. Transfert des éléments traces essentiels ou toxiques dans la chaîne trophique marine à mollusque. Thèse, Université de Tours, France, pp 199.

Fairbrother A., Wenstel R., Sappington K., Wood W., 2007. Framework for Metals Risk Assessment, *Frontier article, Ecotoxicology and Environmental Safety.* (68):145–227.

FAO., 1993 Etude des métaux lourds. Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Archives de documents de la FAO.

FAO. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fishery Circular No. 464*, pp. 5–100.

Fetter C.W., 1999. *Contaminant Hydrogeology*, A Textbook, 4th Edition, Prentice-Hall, New Jersey.

Fguiri H., Zouari C.T., Rabaoui L., Ben Hassine O., 2007. Statut de *Patella ferruginea* (Mollusque : Gastéropodes) sur le littoral Nord Est de la Tunisie. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 38.

Franca S., Vinagre C., Cacador I., Cabral H.N., 2005. Heavy metal concentration in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution load in the Tagus Estuary (Portugal) baseline. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 993–1018

Frias-Espericueta M. G., Osuna-Lopez J. I., Sandoval-Salazar G., Lopez-Lopez G., 1999. Distribution of trace metals in different tissues in the rock oyster *Crassostrea iridescens*: Seasonal variation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63, 73–79. doi: 10.1007/s001289900950.

Frontier S., 1983. L'échantillonnage de la diversité spécifique. *In: Stratégies d'échantillonnage en écologie*, pp 416-436. Ed. Par S. Frontier. Paris: Masson-Presses de l'université Laval.

Gaffney P., 1980. On the number of *Patella* species in South- West England. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* (60): 565-574.

Génie des procédés, 1997. Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation. Dossier sam. Les métaux lourds. 49p.

Gilbin R., 2001. Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques à des produits phytosanitaires : spéciation, biodisponibilité et toxicité. *Exemple du cuivre dans les eaux de ruissellement de parcelles viticoles (Roujan, Hérault, France)*. Thèse de Doctorat de l'Université de Genève. 192p.

Glegg G.A., Hickman L., Rowland S.J., 1999 Contamination of limpets (*Patella vulgata*) following the *Sea Empress* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (2), pp. 119-125.

Goldberg E D., 1975. The "Mussel Watch" *Mar. Pollut. Bull.* 6: 111-113.

González-Wevar C.A., Nakano T., Cañete J.I. et Poulin E., 2010. Molecular phylogeny and historical biogeography of *Nacella* (Patellogastropoda: Nacellidae) in the Southern Ocean. *Molecular Phylogenetic and Evolution* V (56).115–124.

Grall J., Coïc N., 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. REF. Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT.91p.

Grancini G., Stievano M. B., Girardi F., Guzzi G., Pietra R., 1976. The capability of neutron activation for trace element analysis in seawater and sediment samples of the Northern Adriatic Sea. *Journal of Radioanalytical Chemistry.* (34), 1, pp 65-78

Gray J. S., Pearson T.H. 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9: 111-119.

Greenpeace projet mer Méditerranée. 1990. La pollution du Rhône. pp.62.

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. p. 119.

Grimes S., 2004. Distribution de la richesse spécifique de la macrofaune benthique dans les ports algérienne. Macrofaune benthique des fonds meubles des côtes algériennes. In "Biodiversité marine et côtière algérien", Grimes & LRSE, Sonatrach Eds., (2004) 176-184.

Grimes S. 2010. Peuplement benthique des substrats meubles de la côte algérienne : Taxonomie, structure et statut écologique. Thèse de doctorat en biologie et pollution marines. Université d'Oran. Algerie, pp 332.

Grimes S., Arkam M. 1998. Impact des rejets domestiques et industriels sur les peuplements macrozoobenthiques de la région de Skikda (golfs et ports). *Rapp. Com. Int. Mer Médit.*, 35:544-545.

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, p. 115.

Guerra-Garcia J.M., Maestre M.J., Gonzalez A.R., Garcia-Gomez J.C., 2006. Assessing a quick monitoring method using rocky intertidal communities as a bioindicator: a multivariate approach in Algeciras bay, *Environmental Monitoring and Assessment* 116: 345-361.

Hakab Y. L., 2010. Mise en évidence de l'impact de la pollution portuaire d'Oran sur la distribution spatiale des patelles (*P. ferruginea*, *P. caerulea*, *P. vulgata*): Etude préliminaire. Mémoire de Magister. Université d'Oran Es-Senia. 41p.

Hakstian A. R., Rogers W. T., Cattell R. B., 1982. The behavior of number-of-factors rules with simulated data. *Multivariate Behavioral Research*, 17, 193-219.

Hamed M.A., Emara A. M., 2006. Marine mollusks as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. *Journal of Marine Systems* 60: 220–234.

Hawkins S.J., Corte-Real H.B., Corte-Real, S.M., Pannacciulli F.G., Weber L.C., Bishop J.D.D., 2000. Thoughts on the ecology and evolution of the intertidal biota of the Azores and other Atlantic islands. *Hydrobiologia* 440: 3-17.

Helmuth. 1999. Thermal biology of rocky intertidal mussels: quantifying body temperatures using climatological data. *Ecol. Soc. Amer.* 80 (1) 15-34.

Huberty C.J., 1994. Applied discriminant analysis. New work. Wiley. 466p.

Hung T.C., Meng P.J., Han B.C., Chuang A., Huang C. C., 2001. Trace metals in different species of Mollusca, water and sediment from Taiwan coastal area. *Chemosphere* 44,833-841.

Hutchinson G. E., 1957. *A Treatise on Limnology, Volume 1.* John Wiley & Sons, New York.1015p.

Ifremer DEL/EC/01.02, 2001. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral. Janvier.1-64.

INERIS, 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. *Unité « Evaluation des Risques Ecotoxicologiques »* Direction des Risques Chroniques. Rapport technique. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Direction de l'Eau. DRC-03-46822-FLg/JL-03.0693.

Institut scientifique et technique des pêches maritimes (ISTPM), 1982. Rapport de mission sur l'évolution des ressources halieutiques de la marge continentale algérienne. Stocks pélagiques et stocks démersaux exploitables au chalut. Compagne Thalassa, Ichthys, Joamy : 101p.

Jenkins S.R., Hartnoll R.G., 2001. Food supply, grazing activity and growth rate in the limpet *Patella Ōulgata* L.: a comparison between exposed and sheltered shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 258: 123–139.

Jhingran V.G, Ahmad S.H., Singh A.K., 1989. Application of Shannon-Wiener index as a measure of pollution of river Ganga at Patna, Bihar, India. *Current Science Bangalore*. (58), 13: 717-720.

Journal officiel de la République Algériennes., 2006. Décret Ministériel n° 06-141 du 19 avril définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.

Journal officiel algérien (JORA). N° 01/83 du 05 février 1983 relative a la protection de l'environnement.

Journal officiel algérien (JORA). N°43 du 20 juillet 2003 relative a la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, p13-14.

Journal officiel algérien (JORA). N°46 du 14 juillet 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels.

Kallouche M., Bouras D., Ghalek M., Abdelghani F., 2011. Aspect et répartition de la patelle commune méditerranéenne (*Patella caerulea*) de la zone côtière oranaise (Littoral algérien occidental). *Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime EDITION 2, Tanger, Maroc*. 1-6.

Karadede H., Oymak S.A., Unlu E., 2004 : Heavy metals in mullet, Liza abu, and catfish, *Silurus triostegus*, from the Atatürk dam Lake (Euphrates), Turkey. *Environ. Int.*, 30, 183-188.

Khan A.N., Kamal D.M., Mahmud M., Rahman M.A. & Hossain M.A., 2007 Diversity, Distribution and Abundance of Benthos in Mouri river, khulna, Bangladesh. *Int. J. Sustain. Crop Prod.* (5), 2. 19- 23.

Khati -Hadj Moussa W., 2009. Etude de la qualité des eaux du golfe d'Annaba par l'utilisation d'un mollusque sentinelle, la moule (*Perna perna* L) : Essai in vivo et in situ. Application à la biosurveillance de l'environnement marin. Thèse d'Annaba, Algérie. 132p.

Kennish L., 1992. Toxicity of heavy metals: effects of Cr and Se on human's health. *Journal of Indian Public Health Education*. (2):36 – 64.

Koufopanou V., Reid D.G., Ridgway E.A., Thomas R.H., 1999. A molecular phylogeny of the Patellid limpets (Gastropoda: Patellidae) and its implications for the origins of their antitropical distribution. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 11 (1): 138-156.

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.

Langston W.J., Bebiano M.J., Burt G.R., 1998. Metal handling strategies in molluscs. In: Langston W.J., Bebiano M.J. (Eds). *Metal metabolism in aquatic environments*. London : Chapman and Hall, 219-283.

Laboratoire d'études maritimes (L.E.M.), 1998. Etude d'impact sur l'environnement du dragage de l'ancien port. *Entreprise portuaire de Skikda*. 36 p.

Lima F.P., Ribeiro P. A., Queiroz N., Xavier R., Tarrroso P., Hawkins S.J., Santos A. M., 2007. Modelling past and present geographical distribution of the marine gastropod *Patella rustica* as a tool for exploring responses to environmental change, *Global Change Biology* 13(10), 2065-20.

Lima F., Queiroz N., Ribeiro P. A., Hawkins S.J., Santos A.M., 2006. Recent changes in the distribution of a marine gastropod, *Patella rustica* Linnaeus, 1758, and their relationship to unusual climatic events. *Journal of Biogeography* 33 (5), 812-822.

Linden G., 1981. Technique d'analyse et de contrôle dans les industries agroalimentaires. T2 Principes des techniques d'analyse. 414 – 416. *Technique et Documentation*.

Machreki-Ajmi M., Ketata L., Ladhar-Chaabouni R., Hamza-Chaffai A., 2008. The effect of in situ cadmium contamination on some biomarkers in *Cerastoderma glaucum*. *Ecotoxicology* 17:1–11. DOI 10.1007/s10646-007-0166-9.

McCarthy J.F., Shugart L.R., 1990. *Biomarkers of Environmental Contamination*, pp. 3-457. Lewis Publishers, MI.

Maatallah R., Mezedjeri L. & Djebbar A. B. 2013. Evaluation quantitative des hydrocarbures totaux de la zone côtière de Skikda (nord-est, Algérie). *European Journal of Scientific Research*. 284-294. <http://www.europeanjournalofscientificresearch.com>

Maatallah R., Djebbar A. B., 2014 a. *Patella rustica* Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Patellogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algérie). *Journal of Life Sciences*, ISSN 1934-7391, USA. 8 (1), pp. 65-77.

Maatallah R., Cheggour M., Louadi K., Djebbar A. B., 2014 b. Les gastéropodes Patellidae et leur utilisation dans l'évaluation de la pollution du littoral de Skikda (nord-est de l'Algérie). **REV. CAMES -VOL. 01.**

Mani H., Nechem D., 2010 .Contexte géologique et hydrogéologique de la vallée de l'oued Kebir Ouest, Nord Est Algérien. International Network Environmental Management Conflicts, Santa Catarina. Brazil, 1(1), pp. 106-112.

Manley A. R., Gruffydd LL.D., Almada-Villela P. C., 1984. The effect of copper and zinc on the shell growth of *MyUus edulis* measured by a laser & fraction technique. J. Mar. Biol. Ass U.K. 64: 417-427.

Marchán S., Davies M.S., Fleming S., Jones, H.D., 1999. Effects of copper and zinc on the heart rate of the limpet *Patella vulgata* L. Comp. Biochem. Physiol. A: Mol. Integrat. Physiol. 123, 89–93.

Martoja M., Martoja R., 1984. La bioaccumulation de métaux, processus physiologique normal et conséquence de la pollution. *Le Courrier du CNRS* n° 54, 32-37.

Mauro A., Arculeo M. Parrinello N., 2003. Morphological and molecular tools in identifying the Mediterranean limpets *P.caerulea*, *Patella aspera* and *Patella rustica*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 295: 131-143.

Meddour R., 2010. Bioclimatologie, phytogéographie et phytosociologie en Algérie. Exemple des groupements forestiers et préforestiers de la Kabylie Djurdjuréenne. Thèse de doctorat en Sciences .Agronomie. Univ. Mouloud Maammeri de Tizi Ouzou. 461pp.

Medpol /Medpas. Algérie., 2005. Plan d'Action National pour la réduction de la pollution marine due à des activités menées à terre.

Meinck F., Stooff H., Kohlschütter H. 1977. Les eaux résiduaires industrielles, 2ème Ed. Masson, paris, 863p.

Merbouh N., 1998. Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) d'un poisson pélagique la sardine *Sardina pilchardus* Wallbaum, 1972) pêché dans la baie d'Oran. Thèse de magister .ISMAL, Alger. Algérie. 139p.

Merzouki M., Talib N., Sif J., 2009. Indice de condition et teneurs de quelques métaux (Cu, Cd, Zn et Hg) dans les organes de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la côte d'El Jadida (Maroc) en mai et juin 2004. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, 31(1):21-26.

Mezedjeri L., 2008.Modélisation de l'impact de la pollution industrielle hydrique dans le golfe de Skikda (littoral Est Algérien). *Thèse*. Université d'Annaba. (2008). pp. 143.

Nakano T., Ozawa T., 2006. Worldwide phylogeography of limpets of the order Patellogastropoda: molecular, morphological and paleontological evidence. Oxford Journals Life Sciences Journal of Molluscan Studies 73 (1). pp. 79-99.

Nakhle K F., 2003. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales Libanaises : Apports et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et

gastéropodes).Thèse de Doctorat en interactions toxiques dans les écosystèmes. Université Denis Diderot Paris 7. 255p.

Nicolaidou A., Nott J.A., 1989. Heavy metal pollution induced by a Ferro-nickel smelting plant in Greece. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam. Printed in The Netherlands. *The Science of the Total Environment*, 84 (11):117-113.

Norme NFV 45056, 1985. Condition index.

Norme NF T 90 114. 2002. Des hydrocarbures totaux.

National Research Council (NRC), 2000. "Toxicological Effects of Methylmercury". Washington, DC : National Academy Press.

Observatoire des Données de l'environnement (IGBE), 2005. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface.

OMI/ PNUE., 2004. Système Régional d'information. Partie C : Banques de données et services d'information. Fascicule 2: Listes des alertes et accidents en Méditerranée, REMPEC. p 9-10, 20-25, 51, 62 et 76-77.

ONEDD-MATE/LAQ. Rapport synthétique. 2005. «Évaluation de la qualité du milieu marin le long du littoral Algérien : Tlemcen, Ain Témouchent, Oran, Mostaganem, Chlef, Alger, Boumerdes et Bejaia, Jijel, Skikda et Annaba et El Taref, Secteur Est».

OSPAR Comission. 2010. Background Document for Azorean limpet *Patella aspera*. 15p.

Ozturk M. Ozozen G. Minareci O. Minareci E., 2009. Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar Dam Lake in Turkey. Iran.J. Environ. Health. Sci. Eng; (6), 2:73- 80.

Palm R., 2000. L'analyse de la variance multivariée et l'analyse canonique discriminante : principes et applications. Notes tat. Inform. (Gembloux), 40 p.

Papathanassiou E., Zenetos A., 1993. A Case of Recovery in Benthic Communities following a Reduction in Chemical Pollution in a Mediterranean Ecosystem. Mar. Env. Res. 36: pp. 131-152.

Paris C., 2004. Méthodologies spectroscopiques pour l'étude de matériaux : objets du patrimoine de la fin du 19ème au début du 20ème siècle. Thèse Doctorat de l'université Paris 6. 160p.

Pearson T.H. et Rosenberg R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Océano. Mar. Biol. Annu. Rev. 16:229-311.

PAS BIO. Algérie., 2002. Plan d'Action Stratégique pour la Conservation de la Diversité Biologique en Région Méditerranéenne. 187 p.

Penã-Mendez E.M.A., Astorga-Espanã MA. S., Garcõ-Montelongoa F.J., 2001. Chemical fingerprinting applied to the evaluation of marine oil pollution in the coasts of Canary Islands (Spain). *Environmental Pollution* 111: 177-187.

Peres J. M. & Picard J., 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. Reel Tray. Stn. mar. Endoume, 31 (47): 1-37.

Phillips, D. J. H., 1977. "The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review." *Environ. Pollut* 13: 281-317.

Phillips D. J. H., Rainbow P. S., 1993. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Environmental management series, Alden Press LTD, Oxford: 371p.

Pielou E. C., 1969. An introduction to mathematical ecology, edited by Interscience Publishers. New York, 286 p.

PNUE/FAO/OMS., 1996. Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le zinc, le cuivre et leurs composés. MAP Technical Reports Series No. 105. UNEP, Athens.

PNUE (DEC) /MED., 2003. Programme d'actions stratégiques lignes directrices élaboration d'indicateurs de l'état écologique et de réduction du stress pour la région méditerranéenne. pp. 1-87.

Ponder W.F., Lindberg D.R., 1997. Towards a phylogeny of gastropod molluscs: an analysis using morphological characters. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 119: 83–265.

Ponsero A., Le Mao P., 2011. Estimation de la consommation de la macrofaune invertébrée Benthique par les oiseaux d'eau en baie de Saint-Brieuc (France). *Rev. Écol. (Terre Vie)*, (66). 383-398.

Powell A. W. B., 1973. The patellid limpets of the world (Patellidae). *Indo-Pacif. Mollusc.* 3, 75-206.

Powell M. I., White K. N., 1990. Heavy metal accumulation by barnacles and its implications for their use as biological monitors. *Marine Environmental Research* 30: 91-118.

Radenac G., Fichet D., Miramand P., 2001. Bioaccumulation and toxicity of four dissolved metals in *Paracentrotus lividus* sea urchin embryo. *Mar. Environ.Res* 51: 151-166

Raffaelli D., Hawkins S.J., 1996. Intertidal Ecology, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, 1996, p 284.

Rainbow P.S., 1990. Heavy metal levels in marine environment. Heavy metals in the marine environments. R. W. Furness, P. S. Rainbow et C. Press, CRC Press, Boca Raton: 68-79.

Rainbow P.S., 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Mar. Poll. Bull.* 31, pp. 183–192.

Rainbow P.S., 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environment Pollution* 120 : 497-507.

Ramade F., 2000. Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ed. Ediscience international, Paris, 689p.

Rampal J., 1965. Utilisation des dents radulaires pour la systématique des patelles méditerranéennes. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.* 29 (2). pp.1-6.

Ramelow G.T., 1985. A study of heavy metals in limpets (*Patella* sp.) collected along a section of the southeastern Turkish Mediterranean Coast. *Marine Environmental Research* 16: 243–253.

Raspor B., Nijrberg H.W., Valenta P., Branica M., 1984. Studies in seawater and lake water on interactions of trace metals with humic substances isolated from marine and estuarine sediments. *Marine Chemistry*, (15) 231-249 231. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam.

Record., 2004. Meilleures pratiques d'analyse de polluants ciblés dans des matrices solides complexes (Déchets, sols et matériaux pollués). Rapport final. Etude N° 03-0130/ 1A. p. 219.

Rajeshwar K., Ibanez J., 1997. Environmental electrochemistry: fundamentals and applications in pollution abatement, Academic Press, San Diego, CA, USA.

Ribeiro P.A., Xavier R., Santos A.M., Hawkins S.J., 2009. Reproductive cycles of four species of *Patella* (Mollusca: Gastropoda) on the northern and central Portuguese coast, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89 (06) 1215-122.

Ridgway S. A., Reid D.G., Taylor, J.D., Branch G.M., Hodgson A.N. A., 1998. Cladistic phylogeny of the family Patellidae (Mollusca: Gastropoda). *Phil. R. Soc. London B* (353). 1645-1671.

Rietzler A.C., Fonseca A.L., Lopes G.P., 2001. Heavy metals in tributaries of Pampulha reservoir Minas, Gerais. *Brazilian Journal of Biology.* (61), pp. 363–370

Rodier J., 1996. Analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires et eau de mer. 8^{ème} édition. p. 1199.

Rodier J., Bazin C., Bourtin J.P., Chambon P., Champsaur H., Rodier L., 2005. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Ed. Dunod, Paris. 8^{ème} édition, 1383p.

Roose P., Udo A.TH. Brinkman U. A. TH., 2005. Monitoring organic microcontaminants in the marine environment: principles, programmes and progress. *Trends in Analytical Chemistry.* 24 (11). 1-30.

Rouane O. H., 2011. 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*. Thèse, Université d'Oran, Algérie, pp 295.

Rouhi A., Sif D., Ferssiwi A., Chemaï A., 2007. Bioaccumulation de quelques éléments métalliques par deux espèces d'Annélides polychètes du littoral de Jorf Lasfar (région d'El Jadida, Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la vie. 29 :81-87.

Saker H., 2007. Analyse et dosage des hydrocarbures présents dans les eaux de mer du littoral de Skikda. Mémoire de magister. Université de Skikda. p.99.

Santina, P.D., Chelazzi, G., 1991. Temporal organization of foraging in two Mediterranean limpets, *Patella rustica* L. and *P. caerulea* L. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. (153), pp 75-85.

Sa'Pinto A., Branco M., Harris D. J., Alexandrino P., 2005. Phylogeny and phylogeography of the genus *Patella* based on mitochondrial DNA sequence data. J.Exp. Mar.Biol.Ecol. (325), 95– 110.

Sa'Pinto A., Branco M., 2007. High genetic differentiation with no evidence of hybridisation between four limpet species (*Patella* spp.) revealed by allozyme loci.SCI.MAR.71 (4):801-810.

Scoullou M., Constantianos V., 1996. Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by zinc, copper and their compounds. Map. Technical Report. SERIES 105.

Seddik, Y., 2008. Évaluation du niveau de la pollution bactériologique chez un Mollusque Gastéropode *Patella caerulea* (Linné, 1758) dans la côte oranaise Est. Thèse Magister. Univ. Es Sénia, Oran (Algérie), 121.

Sella G., Robotti C.A., Biglione V., 1993. Genetic divergence among three sympatric species *Patella* (Archaeogastropoda), Mar. Biol. 115: 401-405.

Seridi H., Ruitton S., Boudouresque C F., 2007. Is it possible to calibrate the pollution level of the region of Algiers (Mediterranean Sea) by exploiting marine macrophytes? C.R.Biologies 330: 606-614

Shannon C., Weaver W., 1949. *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana.

Shinn C., Dauba F., Grenouillet G., Guenard G., Lek S., 2009. Temporal variation of heavy metal contamination in fish of the river lot in southern France. Ecotoxicology and Environmental Safety 72 (2009) 1957–1965.

Sidoumou Z., Gnassia-Barelli M., Siau Y., Morton V., Romeo M., 2006. Heavy metal concentrations in molluscs from the Senegal coast. Environment International 32: 384-387.

Silva C. A. R., Smith B. D., Rainbow P. S., 2006. Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). *Marine Environmental Research*, 61, 439–455.

Smaoui-Damak W., 2005. Effets de la contamination *in situ* (Golfe de Gabes) par le cadmium sur la synthèse des métallothionéines et sur le potentiel reproducteur de la palourde *Ruditapes decussatus*. Thèse, Université de Sfax, Tunisie, pp 195.

Soualili D., Dubois P., Gosselin P., Pernet P., Guillou M., 2008. Assessment of seawater pollution by heavy metals in the neighbourhood of Algiers: use of the sea urchin, *Paracentrotus lividus*, as a bioindicator- *ICES Journal of Marine Science*, 65.

Salmon T.P., Rose A.L., Neilan B. A., Waite T. D., 2006. The FeL model of iron acquisition: Non-dissociative reduction of ferric complexes in the marine environment. *Limnol. Oceanogr.*, 51(4), 1744–1754. American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

SPSS17.0, (Statistical Package for the Social Sciences). Package for windows XP.

Taleb M Z., Benghali S., Kaddour A., Boutiba Z., 2007 a. Monitoring the biological effects of pollution on the Algerian west coast using mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Oceanologia* 49 (4), 543- 564.

Taleb M.Z., Boutiba Z., 2007 b. La moule *Mytilus galloprovincialis* : Bioindicatrice de pollution marine- cas du port d'Oran. *Sciences &Technologie C-N°25*: 59-64.

Tandjir L., Djebbar A.B., 2007. Heavy metals in stopping Guenitra (Skikda, Algeria) and its tributary wadi Sedjane. *Environmental research journal* 1, 1-4: 12-17.ISSN: 1994-5396. Medwell Journals.

Thiele, J., 1931. Handbuch der systematischen Weichtierkunde. I. Jena. Première partie, Prosobranchia, 1929 : 1376 (teste Clench, *Nautilus*, 66 (1), 1952 : 33).

Thompson J.A.J., 1979. Distribution and population dynamics of the limpet *Patella aspera* Lamarck in Bantry bay. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 40. pp. 115-135.

Titselaar F.F.L.M., 1998. A revision of the recent European Patellidae (Mollusca: Gastropoda). Part I. The Patellidae of the Azores, Madeira, the Selvagens and the Canary Islands. *Vita Marina* 45 (3/4): 21-62.

Tlig-Zouari S., Rabaoui L., Fguiri H., Diawara M., Ben Hassine O., 2010. Spatial diversity of rocky midlittoral macro-invertebrates associated with the endangered species *Patella ferruginea* (Mollusca: Gastropoda) of Tunisian coastline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87.pp.275–283.

Turkmen A., Turkmen M., Tepe Y., Akyurt I., 2005., Heavy metals in three commercially valuable fish species from Iskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry* 91: 167-172.

United Nations Environmental Protection/Global Program of Action (EPA), 2004. Why the Marine Environment Needs Protection from Heavy Metals, Heavy Metals. UNEP/GPA Coordination Office <http://www.oceansatlas.org/unatlas/uses/uneptextsph/wastesph/2602gpa>.

US EPA. 1988. National Recommended Water Quality Criteria Correction Office of Water, EPA 822-Z-99-001, 25 pp.

USEPA, 2004. Draft Framework for Inorganic Metals Risk Assessment. EPA/630/P-4/068B.

Valdés J., Román D., Rivera L., J. Ávila, Cortés P., 2011. Metal contents in coastal waters of San Jorge Bay, Antofagasta, and northern Chile: a base line for establishing seawater quality guidelines, *Environ Monit Assess*, 183 (1-4): 1–242.

Vallee B.L, Auld D.S., 1990. Active-site zinc ligands and activated H₂O of zinc enzymes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 87220-224.

Viarengo A. 1989. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. *CRC crit. Rev. aquat. Sci.* 1: 295-317

Weber L. I., Gray D. R., Hodgson A. N., Hawkins S. J., 1998. Genetic divergence between South African *Helcion* species and northeast Atlantic *Helcion pellucidum* (Mollusca: Patellogastropoda). *J. Mar. Biol. Ass. UK* 77, 1139-1150.

Wilhm J. L., Dorris T. C., 1966. Species diversity of benthic macro-invertebrates in a stream receiving domestic and oil refinery effluents. *Am. Midl. Nat.*, 76: 427-449.

World Register of Marine Species (WoRMS): info@marinespecies.org. Marine Life Information Network (MarLIN). <http://www.marlin.ac.uk/termsandconditions.php>.

X. 2003. MINITAB software statistique. Versions 14.1 pour Windows.

Yüzereröçlu T. A., Gök G., ÇoGun H. Y., Fırat Ö. Aslanyavrusu S., Maruldalı O., argin F., 2010. Heavy metals in *Patella caerulea* (Mollusca, Gastropoda) in polluted and non-polluted areas from the Iskenderun Gulf (Mediterranean Turkey). *Environ Monit Assess.* 167:257–264. DOI 10.1007/s10661-009-1047-x

Annexes.

Abstract

For an assessment of the level of total hydrocarbon contamination in the Gulf of Skikda, 12 stations are chosen from the beach of Saf (36° 52'48" N, 06° 55'51" E) in the East to the beach of the Ravin des Lions beach in the West (36° 53' 57" N, 06°52' 50" E). Samples of seawater were collected in July 2008. Four physicochemical parameters were also measured (pH, temperature, dissolved oxygen and salinity). We adopted the method AFNOR (NF T90-114) for determination of TPH (total contents) in seawater. Reading is performed by infrared spectroscopy (FTIR spectrophotometer Nicolet brand, type MAGNA ESP 560). The results show the values ranging between 0,167 ± 0,06 ppm (S3 st.4) and 3,41 ± 0,97 ppm (S3 st. 1). The strong support to the station S3 st.1 is directly related to direct contributions to the fishing port. Contamination levels allow us to draw a diagram of the stations studied. However, the concentrations at sampling stations were below the standard recommended by the Algerian JORA (2006). On the other side, the station S3 st.6, western boundary of our survey, is taken as a reference, but the threshold concentrations detected is significant (1,10 ± 0,82 ppm).
Keywords: Total Hydrocarbons-Evaluation-JORA-Pollution-Physicochemical parameters (pm).

Introduction

Le littoral comprend les plages sous forme d'une bande étroite, dont la largeur varie entre 20 et 200 mètres et d'une longueur de 10 Km. Il s'étend du nouveau port jusqu'à l'embouchure de l'Oued Rigba du côté Est, alors que du côté Ouest sa longueur est de 3 Km entre le port mixte et le port de Stora et dont la largeur se situe entre 20 et 50 mètres, alors qu'elle est de 1 Km entre les deux ports où se trouve l'embouchure de l'Oued saf saf. Les usages des polluants par les hydrocarbures sont divers. La principale source de dissémination des toxiques résulte des activités anthropiques (pesticides, hydrocarbures pétroliers, sels de métaux et autres composés inorganiques, les effluents industriels et urbains) (49). Le littoral de Skikda est l'un des exemples de la pollution par les hydrocarbures (Tableau 1).

La commune de Skikda est dotée de grandes installations de transfert des hydrocarbures qui sont la principale source de pollution hydrocarbonée. Le pôle pétrochimique comprend plusieurs unités polluantes comme le complexe de matière plastique (CMPPI), le complexe de liquéfaction (GNL), la raffinerie (RAK). Les différentes unités évacuent leurs eaux usées parfois sans aucun traitement préalable vers les Oueds (Saf-saf et son affluent Zerama). Egalement, la ville possède uniquement de réseaux d'égoûts unitaires où les eaux usées sont déversées soit dans les principaux oueds précités débouchant dans la baie soit en mer directement cas de la commune Ain Zouf (49).

Plusieurs études sur la pollution des hydrocarbures pétroliers dans la colonne d'eau et le compartiment sédimentaire du littoral de Skikda sont réalisées (0,21,09,08,09,04,07).

En matière de réglementation, l'Etat algérien a mis en place des objectifs de protection de l'environnement des effluents liquides industriels (décret exécutif n°93-160 du 10 Juillet 1993), des déversements des huiles et lubrifiants dans le milieu naturel en fixant des modalités et des utilisateurs de récupération d'huile de traitement (décret exécutif n°93-160 et 93-162 du 10 Juillet 1993). Un règlement concernant l'établissement d'un inventaire du degré de pollution des eaux de surface (décret exécutif n° 93-163 du 10 Juillet 1993) et (décret n°88-108 du 31 mai 1988) recommande à ses membres le respect de la concentration en hydrocarbures délimité ne dépassant pas 15 ppm.

Identification des niveaux des polluants intrants est essentielle pour une bonne gestion de la pollution. Dans cette perspective, notre suivi préliminaire est guidé, il s'agit d'évaluer le niveau de contamination HCT d'un tronçon de la côte de Skikda entre la plage saf saf à l'Est (S1 st.1) et la plage le ravin des lions à l'Ouest (S3 st.6) pour caractériser l'évolution de ce type de contaminant et d'opérer un classement des stations étudiées sur la base des seuils des concentrations enregistrées. Cette détermination du gradient de pollution concerne une zone constituée principalement de :
 • S1 st.1: L'embouchure de l'Oued saf saf qui collecte toutes les eaux usées domestiques et industrielles de l'agglomération au niveau de la plage saf saf. C'est le principal cours d'eau qui traverse la zone urbanisée et industrialisée de la ville de Skikda
 • S1 st.2: Emissaire urbain de la ville recevant les eaux domestiques et médicales.
 • S2 st.1, S2 st.2: L'Oued Béné Malak, à proximité du port mixte
 • S2 st.3: Emissaire des eaux usées urbaines
 • S2 st.4: L'Oued Kantara
 • S3 st.1: Zone portuaire
 • S3 st.2: Phare de Stora (rejet du village et des habitations), l'Oued Kantara

1. Matériel et méthodes

1.1. Situation de la zone d'étude

Skikda se situe sur le littoral Est algérien entre les latitudes 36° 5' N et 36°15' N et les longitudes 06° 27' E et 07°10' E. Elle s'étend de frontières avec Constantine, Guelma et Mila au Sud à l'Est et à l'Ouest Jijel (Figure 1). Le tableau 1 indique pour chaque station, le code de la station, le premier caractère référant au secteur dans lequel se trouve la station. Les données de ce tableau concernent également les caractères de rejets au niveau des stations.

Tableau 1 Positionnement GPS, appellation et caractéristiques des 12 stations d'étude

Code	Station	Longitude	Latitude	Pointe de rejet
S1st1	Plage saf saf	0°55'28"E	36°52'57"N	Des eaux usées (domestiques-médicales) par l'Oued saf saf.
S1st2	Oued chevaux	0°53'50"E	36°53'27"N	Emissaire des eaux usées urbaines et médicales.
S2st1	Plage des chevaux	0°53'53"E	36°53'37"N	Eaux usées des habitations par l'Oued B Malak et du port mixte.
S2st2	Plage château vert	0°53'50"E	36°53'21"N	Des points de rejet des habitations.
S2st3	Plage Marquise	0°53'50"E	36°53'30"N	3 points de rejet (habitations- marabout).
S2st4	Plage M'hamam	0°52'04"E	36°53'32"N	Rejet de la cabine Loukil par l'Oued Kantara.
S3st1	Port de Stora	0°52'53"E	36°54'12"N	Point de rejet à l'embouchure du village et en mer au port.
S3st2	Plage M'lo	0°52'54"E	36°54'34"N	Rejet au niveau du phare et des habitations.
S3st3	Plage M'hamam	0°52'11"E	36°54'32"N	Par de rejet signalé.
S3st4	Plage près de M'hamam	0°53'55"E	36°54'24"N	Par de rejet signalé.
S3st5	Plage Camdam	0°53'41"E	36°54'11"N	Des points de rejet (habitations et mer baignée).
S3st6	Ravin des lions	0°53'13"E	36°54'24"N	Par de rejet signalé.

Evaluation Quantitative des Hydrocarbures Toxiques de la Zone Côtière de Skikda (Nord Est, Algérie), 287

Evaluation Quantitative des Hydrocarbures Toxiques de la Zone Côtière de Skikda (Nord Est, Algérie) 288

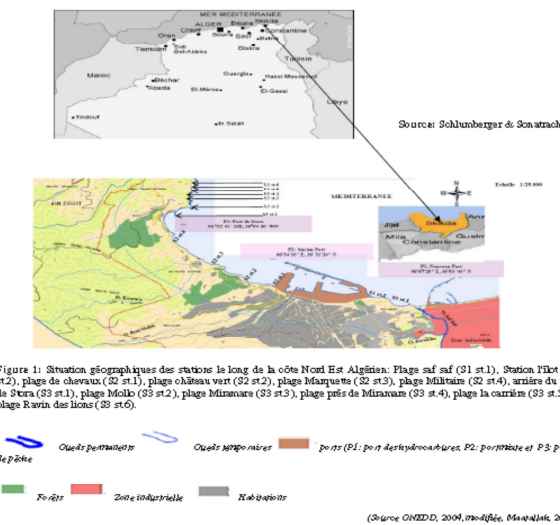


Figure 1: Situation géographique des stations le long de la côte Nord Est Algérienne: Plage saf saf (S1 st.1), Station l'ilot (S1 st.2), plage des chevaux (S2 st.1), plage château vert (S2 st.2), plage Marquise (S2 st.3), plage M'hamam (S2 st.4), arrière du port de Stora (S3 st.1), plage M'lo (S3 st.2), plage M'hamam (S3 st.3), plage près de M'hamam (S3 st.4), plage la courrière (S3 st.5) et plage Ravin des lions (S3 st.6).

Oueds permettant de pêche
 Zone industrielle
 Habitations
 Oueds hors mers
 ports (P1: Port des hydrocarbures, P2: port mixte et P3: port de pêche)

(Source CHNEED, 2009, modifiée, Manabhat, 2011)

1.2. Les Prélèvements des échantillons

Le choix des stations est basé sur la proximité des sources de pollution potentielles pour permettre une évaluation effective de la contamination du littoral en hydrocarbures. Le prélèvement des eaux marines est effectué le mois de juillet 2008.

Les échantillons d'eau de mer sont acidifiés à un pH voisin de 2 (H₂SO₄) et une conservation à 4°C (49).

1.3. Les Mesures Physicochimiques in situ

L'évaluation sur station est réalisée par les méthodes in situ au moyen des sondes multiparamètres (340U SET: WTW) calibrées à partir de solutions-étalon et basées sur des techniques électrochimiques. Ces sondes ont permis d'acquies des caractéristiques physico-chimiques de l'eau de mer: pH, la température, la salinité et l'oxygène dissous.

1.4. Le Dosage des hydrocarbures totaux

La méthode normalisée (NF T90-114) (49) est employée pour le dosage des hydrocarbures totaux (Quantification des liaisons CH des aromatiques, CH₃ et CH₂ des aliphatiques). Elle permet une détection des bandes comprises entre 3000 cm⁻¹ et 3000 cm⁻¹. C'est une détection des liaisons C-C et C-H le solvant (OCH₃) utilisé est exempt de telles liaisons (49). L'extrait est déshydraté sur un absorbant (florisil) puis analysé par spectrophotométrie infrarouge (spectrophotomètre FTIR de marque Nicolet, type MAGNA ESP 560, équipé d'un logiciel CH₄ pour le dosage des hydrocarbures). Au total, 12 échantillons d'eau de mer pour le dosage des hydrocarbures totaux sont mis en oeuvre, à raison d'un seul prélèvement en une journée (juillet 2008). La teneur en hydrocarbures totaux est exprimée en ppm.

1.5. Traitement Statistique

La comparaison des résultats est réalisée par box plot (Diagramme de Tukey) en se basant sur le calcul des indicateurs de dispersion (minimum, médiane, quartiles et maximum). L'analyse statistique a fait appel au test Anova, univariée et la recherche de corrélations entre les facteurs physicochimiques et les teneurs des hydrocarbures totaux sont effectuées par les coefficients de Pearson, de tau-b de Kendall et Spearman. Les valeurs de corrélation sont significatives au seuil alpha=0,05 et au seuil alpha=0,01. Le traitement statistique est effectué par SPSS 17.

2. Résultats

2.1. Les Analyses Physicochimiques

Afin d'étudier la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques, nous avons étudié l'évolution de la valeur moyenne de chaque paramètre en fonction des stations. Les résultats sont consignés sur le tableau 2 (les valeurs moyennes ± écart-type).

2.1.1. La Salinité

Les taux de salinité relevés des eaux superficielles du littoral durant le mois de juillet varient entre 36,96±0,12‰ (S1 st.2) et 40,23±1,76‰ (S3 st.6). Les valeurs faibles de la salinité moyenne sont enregistrées au niveau des stations S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1 (ces stations situées respectivement à proximité de l'Oued saf saf, Emissaire urbain, et l'Oued Béné Malak).

2.2. La Température

Les températures moyennes enregistrées dans les eaux des stations figurent dans le tableau 2. Sur l'ensemble de la zone d'étude, elle est relativement homogène, elle fluctue respectivement entre 23,34±0,47°C (S2 st.1) et 28,10±0,7°C (S3 st.5).

2.2.3. Le pH

La valeur moyenne du pH enregistrées dans les trois stations: S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1 est inférieure à 8, indiquant un pH proche de la neutralité. La valeur maximale (8,39±0,03) est relevée dans la station S3 st.6 (plage Ravin des lions), où aucun rejet des eaux usées n'est signalé.

2.2.4. Le Pourcentage de Saturation

La variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous est marquée par un maximum de saturation de l'ordre de 110±1,9 à la station S3 st.6. Ces valeurs sont variables d'une station à l'autre (63, 89±1,38 à 110±1). Une concentration moyenne de l'ordre de 63,89±1,38 est mesurée à l'ilot (S1 st.2).

Les valeurs moyennes des taux de saturation en oxygène de l'eau de mer durant la présente étude sont mentionnées dans le tableau 2.

Dynamique de diffusion des polluants métalliques et organiques dans les eaux littorales de Skikda : Impact sur la faune des invertébrés

Evaluation Quantitative des Hydrocarbures Totaux de la Zone Côtière de Skikda (Nord Est, Algérie) 289

Tableau 2 Caractéristiques physico-chimiques des eaux littorales (juillet, 2008) (Moyenne ± écart type)

Secteur	Code	Stations	Temp	Sal	O ₂ %	pH (Strasser)	Références
S1	S1 st.1	Plage saf saf	24,73±1,35 28,28 27,32	37,63±0,15 39 39,24	65,45±1,02	7,89±0,11; 8,16 8,10	Cette étude Hamdi, 1997 Gueddab, 2005
S1	S1 st.2	L'îlot des chevaux	23,77±1,40 23,33±0,47	36,96±0,12 37,29±0,09	63,69±1,38 64,66±1,96	7,36±0,28 7,62±0,14	Cette étude Cotte étude
S2	S2 st.2	Plage chevaux vert	23,97±1,69	37,63±0,15	100±1	8,06±0,04	Cette étude
S2	S2 st.3	Plage Marquette	24,43±0,31	37,97±0,21	99,47±1,53	8,21±0,07	Cette étude
S2	S2 st.4	Plage militaire	26,35±1,24 27,96±1,17	37,63±0,15 39,6	105,32±1,53 100±1	8,22±0,02 8,22±0,11	Cette étude Hamdi, 1997 Gueddab, 2005
S3	S3 st.1	Port de pêche	25,94±1,37 26,3 26,04	37,63±0,15 39,6 40,32	100±1	8,14 8,05	Cette étude Hamdi, 1997 Gueddab, 2005
S3	S3 st.2	Plage Mellé	26,04±1,52 26,28 27,26	37,84±0,10 39,8 40,24	94,43±1,25	8,16 8,10	Cette étude Hamdi, 1997 Gueddab, 2005
S3	S3 st.3	Plage Minamar	26,36±1,33	37,63±0,06	103±0,65	8,21±0,04	Cette étude
S3	S3 st.4	Plage port de Minamar	24,63±0,25	38,05±0,05	106,2±0,33	8,12±0,03	Cette étude
S3	S3 st.5	Plage curcum	28,30±0,77	38,22±0,49	109±1	8,22±0,03	Cette étude
S3	S3 st.6	Plage river des lions	24,53±0,91	40,23±1,26	110±1	8,39±0,03	Cette étude
JORA (2006)	Valeurs Limite		30°C	-	80%-120%	5,5-8,5	
AR 4-41/1987 Dossier BIOC (19)			25°C	-	50%	6-9	

Temp (Température en degré Celsius), Sal (salinité) ‰, O₂ (Pourcentage de saturation en oxygène dissous), pH (Potentiel d'hydrogène Jonsson), BIOC: Institut National pour la Gestion de l'Environnement

2.2. Teneurs des hydrocarbures totaux dissous dans les eaux littorales

Les valeurs maximales dans les stations S3 st.1, S1 st.1 et S2 st.3 sont très élevées mais sont en dessous du seuil de contamination et ne correspondent pas toujours à des cas de pollution (Tableau 3). Les indicateurs statistiques déterminés sont présentés dans le tableau 4. Le classement par quantiles des teneurs en hydrocarbures totaux des eaux marines indique que 25 % sont inférieures à 0,44 ppm. Les teneurs maximales se trouvent localisées dans la station S3 st.1 (golfe de Stora) et S1 st.1 (plage saf saf).

Tableau 3 Les concentrations des HCT (moyenne ± écart type) mesurées dans les 12 stations du golfe de Skikda (suivi palliulaire)

Station	HCT ppm
S1 st.1	2,492±1,004
S1 st.2	2,086±0,879
S2 st.1	1,992±0,437
S2 st.2	1,968±0,705
S2 st.3	2,268±0,970
S2 st.4	0,232±0,104
S3 st.1	3,414±0,968
S3 st.2	1,404±0,382
S3 st.3	0,482±0,008
S3 st.4	0,167±0,000
S3 st.5	0,023±0,733
S3 st.6	1,107±0,820

Evaluation Quantitative des Hydrocarbures Totaux de la Zone Côtière de Skikda (Nord Est, Algérie) 290

La moyenne est de l'ordre de 1,514 ppm. La déviation standard est de 1,13 et la médiane est de 1,34. On voit que, la dispersion des concentrations des hydrocarbures est très faible. La répartition des valeurs est asymétrique (moyenne et médiane sont différentes). La représentation graphique des moyennes observées a permis de distinguer la contribution des stations dans la pollution de la zone d'étude (Figure 2).

Tableau 4 Indicateurs de la variabilité

Paramètres de dispersion	HCT (ppm)
Moyenne	1,514
Médiane	1,347
Standard de déviation	1,139
Minimum	0,167
Maximum	4,31
Percentsiles 25 (1 ^{er} Quartile)	0,440
75 ^{ème} Quartile	2,396

La plus basse teneur moyenne est située dans la station S3 st.4. Les valeurs minimales sont concentrées dans les stations du secteur 3 de notre zone d'étude principalement des plages de baignade, territoire peu urbanisé et non industrialisé). En outre, une valeur relativement faible est rencontrée au niveau de la station plage militaire (0,232±0,104 ppm). Ainsi les moyennes des concentrations en hydrocarbures totaux sont relativement faibles sur l'ensemble des stations de la zone d'étude. Cette gamme de concentrations allant de 0,167±0,000 ppm (S3 st.4) à 3,414±0,977 ppm (S3 st.1). Au niveau du secteur 2, les teneurs moyennes dans les 4 stations sont comparables, avec une légère augmentation de la valeur moyenne au niveau de la station S1 st.2 (plage des chevaux). Cependant, aucune valeur supérieure au seuil réglementaire (9). L'analyse en mode univarié a établi une différence très hautement significative entre les stations (Tableau 5).

Tableau 5 Comparaison, entre les 12 stations, des valeurs moyennes des teneurs des hydrocarbures totaux pour le mois de juillet 2008. Résultats de l'analyse de la variance.

Sources	Sommaires des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	Fisher	Probabilité
HCT * Stations	34327	11	3121	6,656	0,000
Within Groups	10911	24	453		
Total	45238	35			

S = 0,6743 R. carré = 75,88% R. carré (ajusté) = 64,83% Pr > F

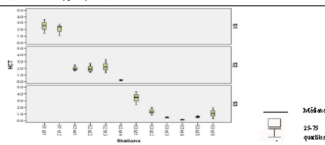


Figure 2: La distribution de la variable HCT pour les différentes stations (Suivi juillet, 2008).

Evaluation Quantitative des Hydrocarbures Totaux de la Zone Côtière de Skikda (Nord Est, Algérie) 291

2.3. Interactions facteurs physicochimiques et teneurs des hydrocarbures totaux

Nous avons évalué les interactions des hydrocarbures totaux avec les paramètres physico-chimiques à travers les corrélations de Pearson, de tau-b de Kendall et de Spearman (Tableaux 6 et 7). La corrélation r de Pearson entre les 4 paires de variables (O₂/T, O₂/pH, O₂/S et pH/S) est positive. Le tau-b de Kendall n'a pas associé le paramètre température et les HCT aux 3 autres facteurs hydrologiques. Cependant il a fait obtenir des interactions plus élevées entre O₂/pH et pH/S. Le coefficient de corrélation de Spearman a établi une anticorrélation pour les paires O₂ dissous-HCT (-0,443; 0,074) et a mesuré des relations très positives entre les 3 paramètres physicochimiques (pH, S et O₂).

Tableau 6 Coefficients de corrélations obtenus à l'échelle des 12 stations

Corrélation de Pearson	Température	salinité	Oxygène	pH	HCT
Température	1	0,096 (0,765)	0,618* (0,032)	0,431 (0,162)	-0,426 (0,167)
salinité	0,096 (0,765)	1	0,384* (0,046)	0,656* (0,018)	-0,292 (0,073)
Oxygène	0,618* (0,032)	0,384* (0,046)	1	0,325* (0,002)	-0,477 (0,117)
pH	0,431 (0,162)	0,656* (0,018)	0,325* (0,002)	1	-0,240 (0,452)
HCT	-0,426 (0,167)	-0,292 (0,357)	-0,477 (0,117)	-0,240 (0,452)	1

Tableau 7 Corrélations non paramétriques obtenues à l'échelle des 12 stations

Le tau-b de Kendall	Température	salinité	Oxygène	pH	HCT
Température	1	0,215 (0,235)	0,350 (0,170)	0,185 (0,408)	-0,342 (0,273)
salinité	0,215 (0,235)	1	0,739* (0,001)	0,625* (0,006)	-0,369 (0,098)
Oxygène	0,350 (0,170)	0,739* (0,001)	1	0,462* (0,039)	-0,394 (0,075)
pH	0,185 (0,408)	0,625* (0,006)	0,462* (0,039)	1	-0,185 (0,408)
HCT	-0,342 (0,273)	-0,369 (0,098)	-0,394 (0,075)	-0,185 (0,408)	1
Spearman	1	0,330 (0,295)	0,469 (0,124)	0,256 (0,422)	-0,476 (0,118)
Température	0,330 (0,295)	1	0,525* (0,001)	0,369* (0,003)	-0,302 (0,096)
salinité	0,469 (0,124)	0,525* (0,001)	1	0,614* (0,004)	-0,622 (0,011)
Oxygène	0,369 (0,408)	0,614* (0,004)	0,614* (0,004)	1	-0,189 (0,555)
pH	0,256 (0,422)	-0,302 (0,096)	-0,622* (0,011)	-0,189 (0,555)	1
HCT	-0,476 (0,118)	-0,302 (0,096)	-0,622* (0,011)	-0,189 (0,555)	1

*Corrélation significative au seuil alpha=0,05 ; ** Corrélation significative au seuil alpha=0,01 (test bilatéral). La température n'a présenté aucune interaction avec les hydrocarbures totaux et une relation positive est mesurée avec l'oxygène dissous à l'échelle de Pearson (0,618* (0,032)).

3. Discussions

3.1. Les Paramètres physicochimiques

Il y a une grande hétérogénéité entre les différentes stations dans les résultats physico-chimiques, dénotant que le degré de pollution est variable le long du transect d'étude. La disposition des stations selon les valeurs des 4 paramètres hydrologiques a permis à la station S3 et 6 de s'individualiser clairement avec un taux de salinité de 40,234, 7‰, une température moyenne de 24,53±0,91, une valeur de pH voisinant 8,39±0,03 et un pourcentage d'oxygénation le plus élevé sur l'ensemble de la zone d'étude. La température moyenne dans certaines stations n'est pas conforme aux normes internationales [25°C]. Ceci peut être dû à la période d'échantillonnage (saison estivale). Les valeurs du pH n'ont pas dépassé pas les normes de rejet admissibles [6] et les normes de l'IBGE [62]. Les eaux de 3 stations (S1 st.1, S1 st.2 et S2 st.1) ont présenté des pH proches de la neutralité. Nos résultats sont en conformité avec certaines études ultérieures effectuées dans les stations ou à proximité de la zone d'étude. Le pourcentage de saturation en oxygène n'a pas été conforme aux recommandations algériennes au niveau du secteur S1 et S2 (S1 st.1 et S1 st.2 et S2 st.1) où on a noté une prolifération macro algale importante d'espèces d'algues vertes des genres *Chaetomorpha*, *Cladophora* et principalement *Ulva* et *Sargassum* [6]. Donc un pourcentage de saturation qui s'écarte de l'intervalle [80%-120%] avec une valeur supérieure à 120 % correspond à une circulation liée à une activité phototrophique importante (signe potentiel d'eutrophication) alors qu'une valeur inférieure à 80% traduit une pollution organique. En conséquence, la diminution de la concentration en oxygène dissous résulte de l'augmentation de la matière organique. Une augmentation des concentrations des sels nutritifs dans les eaux littorales du golfe de Skikda est signalée [61,67,69]. Au niveau des régions côtières, le régime de la salinité est affecté par les apports d'eaux continentales, fleuves et eaux souterraines [41]. Les valeurs de salinité mesurées n'ont pas montré l'influence des eaux usées des entités des oueds et des émissaires urbains (Oued Saï Saf, rejet urbain et Oued Béni Malek) sur les stations du golfe de Skikda durant notre suivi (juillet, 2008).

3.2. Les teneurs des hydrocarbures totaux

Le suivi des concentrations des hydrocarbures totaux a permis de comparer nos données avec celles des autres études du littoral de la ville [60,61,68,69]. Le tableau 8 expose un bilan des teneurs des hydrocarbures totaux dans les eaux littorales à proximité de nos stations d'étude. Il en ressort que certains seuils se rapprochent légèrement de nos valeurs (concentrations de l'ordre de 0,12 ppm à 5,2 ppm). En effet, les stations de cette présente étude, sont classées selon l'ordre décroissant suivant S3 st.1 > S1 st.1 > S2 st.2 > S1 st.2 > S2 st.1 > S2 st.2 > S3 st.6 > S3 st.5 > S3 st.3 > S2 st.4 > S3 st.4. L'hypothèse la plus probable pour expliquer la détection des HCT totaux au niveau des 3 secteurs est l'activité portuaire, industrielle et les rejets urbains. Les ports constituent un réceptacle naturel des eaux usées des villes et agglomérations côtières attenantes [42]. La présence de trois ports dans notre maille d'échantillonnage génère des perturbations en milieu marin. Les apports des eaux usées des activités portuaires renferment des peintures, métaux lourds, produits anti-biofilm et des hydrocarbures. Cependant, Les valeurs mesurées ne sont pas considérées comme importantes, lorsqu'elles sont comparées aux données de la littérature [60]. Une concentration élevée est notée dans la station S3 st.6) supposée liée de toutes sources de pollution. Ceci est probablement une conséquence, du trafic maritime, fait de deux emplacements. En plus, annuellement, 32000000 tonnes d'hydrocarbures transitent par les quais des ports de Skikda, sans parler de la mise en service de deux bouées de chargement en offshore conçues pour les tankers de 300000 tonnes. Le golfe de Stora reçoit tous les vents du N-O au N-E, les vents d'Ouest sont les plus fréquents. Ils suivent la côte du mois d'octobre à mai. Du mois de mai à septembre, ce sont les vents d'Est qui dominent. Ce qui a permis le déplacement des masses polluantes du complexe poly industriel (situé dans le secteur 1) vers les autres secteurs d'étude.

Tableau 8 Bilan des teneurs des hydrocarbures totaux dans les eaux littorales à proximité de nos stations d'étude

Stations	Concentrations des HCT (ppm)	Références
Le port de Stora	2,33	Sakar, 2006
	2	ANPE (1988 à 1993)
	3,91	LEM, 1998
	2,02	Gueddah, 2003
	17,90	Sakar, 2006
Golfe de Stora	10	Boutefnouchet et al., 2005
Ancien port	25	ANPE (1988 à 1993) (in Gueddah, 2003)
	1,48	LEM, 1998
	2,87	Gueddah, 2003
	11,02	Sakar, 2006
	10	Boutefnouchet et al., 2005
	1,11	Gueddah, 2003
	19,99	Sakar, 2006
Recommandation européenne	<10 ⁻²	FN° 807/79/CEE

3.3. Les Interactions

Nous avons évalué les interactions des hydrocarbures totaux avec les paramètres physico-chimiques à travers les corrélations. L'examen des matrices de corrélation (Tableaux 6 et 7) montre une dominance des corrélations positives entre les facteurs hydrologiques (Cp/pH, S/O₂ et pH/S). À l'échelle de Spearman, la relation négative significative entre HCT-O₂ a pu mettre en évidence l'impact de pollution hydrocarboné sur la saturation du milieu en oxygène. Les hydrocarbures peuvent limiter l'apport d'oxygène dans les eaux de surface s'ils sont en concentrations élevées.

Conclusion

De l'ensemble des analyses physico-chimiques réalisées, il ressort que certaines valeurs de température et d'oxygène dissous enregistrées au niveau de certaines stations ne sont pas conformes aux normes algériennes et aux recommandations bruxelloises. Les teneurs moyennes des hydrocarbures enregistrées sont en dessous de la norme préconisée (10ppm) [69]. Cependant elles sont supérieures aux directives européennes (0,01ppm). Ces concentrations ne sont pas négligeables. Au niveau de la station du secteur 3 (S3 st.1), la teneur moyenne est égale à 3,41 ppm et une valeur maximale de 4,35 ppm, la plage saï saf (2,49 ppm), la station l'Est (2,04ppm) et la plage des chevaux (2ppm). De plus, d'autres valeurs moyennes enregistrées ont révélé que la charge polluante est détectée dans les toutes les eaux des stations. Ces seuils sont en rapport avec les différents rejets occasionnés par le complexe industriel, le collecteur des eaux domestiques et médicales et les activités portuaires. Une surveillance permanente des paramètres physico-chimiques et le suivi de la contamination hydrocarbonée par des bioindicateurs permettent une bonne gestion de la pollution par les hydrocarbures de la baie de Skikda.

Références

[1] Bordjiba O., Belhouche F., Hassaine A., Djenadi R. 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), 2009. 87- 97.

[2] Boutefnouchet N., Bouzerna N. & Chettibi H. Assessment of the Petrochemical Industry Pollution on the Skikda Bay, Algeria. Int. J. Environ. Res. Public Health, 2(5), 2005.463-468.

[3] Hamidi S. : 1997. Conception et objectif du réseau de surveillance de la qualité des eaux de baignade. Premier Atelier Régional Est sur la surveillance de la qualité des eaux de baignade, El Tarf, 14 p.

[4] Gueddah D. Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la région de Skikda : impact sur l'écosystème marin côtier. Mémoire de magister. Université d'Annaba, 2003. p. 115.

[5] IFREMER DEL/EC/01.02. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral. Janvier 2001.1-64.

[6] J'ORA. Journal officiel de la République Algérienne. Décret Ministériel n°6-141 du 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.

[7] L.E.M. (Laboratoire d'études maritimes). Etude d'impact sur l'environnement du dragage de l'ancien port. Entreprise portuaire de Skikda. 1998.

[8] Maatallah R., Djebar A.B. & Zaghdoudi R. Pollution chimique par les métaux lourds et les hydrocarbures dans les eaux côtières de la région de Skikda (Nord Est, Algérie). Séminaire international de l'interaction biologie environnement (SNIBE). 2008.

[9] Mezejen L., Tahar A. & Djebar A.B. Study of the quality of the industrial residualy Waters, rejected in the gulf of Skikda (Algeria) Journal of Fisheries International (Medwell Journals). 2 (1), 2007.110- 114.

[10] Nakhle K.F. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: Apports et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastropodes). Thèse. Paris, 2003. p. 255.

[11] Observatoire des Données de l'Environnement – IGBE. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface. Novembre 2005. p.16

[12] ONEDD (Observatoire national de l'environnement et du développement durable). 2006. Station de surveillance de Skikda.

[13] PAC (Programme d'Aménagement Côtier). "Zone côtière algéroise "Activité: Programme d'Actions Prioritaires. Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua. Impacts des activités anthropiques. Centre d'Activités Régionales. Mars 2005.1-94.

[14] RECORD Meilleures pratiques d'analyse de polluants ciblés dans des matrices solides complexes (Déchets, sols et matériaux pollués). Rapport final. Etude n°03-0130/1A. 2004. p. 219.

[15] Rodier J. Analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires et eau de mer. 8^{ème} édition. 1996. p. 1199.

[16] Sakar H. 2007. Analyse et dosage des hydrocarbures présents dans les eaux de mer du littoral de Skikda. Mémoire de Magister. Université de Skikda. p.99.



Patella rustica Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Patellogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algérie)

Razika Mastallah^{1,2} and Djebbar Abdallah Eouhane²

¹ Department of Biology, University 20 August 1953 Skikda 21000, Algeria

² Department of Marine Sciences, Laboratory of Zoology, Coasts and Marine Environments (ZEMME), University of Biskra, Amaha 23000, Algeria

Received: October 10, 2013 / Accepted: November 12, 2013 / Published: January 30, 2014.

Abstract: The study was undertaken on the distribution of abundance of *Patella rustica* Linnaeus, 1758, with the objective of evaluating its abundance along the rocky shores of the coast and located sites with high density. A total of twelve sampling sites were selected along the gulf of Skikda. Each station was sampled using quadrats of 25 cm². In the present study, two environmental parameters were measured "in situ" in the water column at each sampling station (water surface temperature, pH). Biotic communities of the rocky shores are considered to be generally controlled by physical factors such as temperature and desiccation. Therefore, three measurements were made for each abiotic parameter during the survey and mean values were used for statistical analysis. Consequently, the data of abundance (expressed in frequency) of species were calculated based on the distributed individuals along the quadrat. *P. rustica* is distributed mainly in the East more than in the West particularly from S1 to S5. The condition index calculated at 12 stations revealed important seasonal variations, with the maximum during summer season highlighting three stations (S2, S11 and S12). This index is also very important in S3 and S4. The factors of pollution at these points had not affected the abundance and index condition.

Key words: Abundance, index of condition, environmental parameters, *Patella rustica*.

1. Introduction

Algerian coast is generally SW-NE direction; it extends from Massat Ben M'Hidi West (North West of Tlemcen) to Cape Roux East (Annaba) 1,280 km (Fig. 1). It appears as a succession of bays and more or less open bays separated by very steep terrain. Skikda is located on the coast of the Mediterranean Sea (North Eastern Algeria), and it's bordered on the West by the sea and on the East. The city is an important industrial area, with chemical factories, refineries, thermal power plants, mobile industry with three ports (ancient port, new port of hydrocarbon transportation and fishing port). Coastal marine ecosystems are influenced by heavy anthropogenic

Corresponding author: Razika Mastallah, assistant professor, research field: animal biology. E-mail: razika11000@yahoo.com.

pressure due to the location of human settlements. The main sources of pollutants in coastal waters are domestic, industrial and portwastes [1]. Limpets are common rocky intertidal grazers and mostly belong to the family Patellogastropoda, 1815 (Gastropoda: Patellogastropoda). The revision of Christiaens (1975) reduced the 240 species described for the genus *Patella* (sensu lato) to 32 [2]. The Family Patellogastropoda comprises four extant genera *Patella*, *Cymbula*, *Halcion* and *Scutellastra* and in the Mediterranean Sea, only two genera, *Cymbula* and *Patella*, are recognized [3]. *P. caerulea* Linnaeus, *P. rustica* Linnaeus and *P. aspera* Lamarck are the most common Mediterranean species of the genus *Patella*. *P. caerulea* is an endemic Mediterranean species, *P. aspera* and *P. rustica* inhabit both the Mediterranean and Atlantic coasts [4]. *P. rustica* is an intertidal rocky shore Patellogastropod limpet and was first described

66 *Patella rustica* Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Patellogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algérie)



Fig. 1 Locations of study region (Skikda: North East Algeria) along the Occidental Mediterranean sea between Annaba and Algiers (Google map, 2009). Algerian coastline extends over approximately 1,300 km. ☆: Working area.

by Linnaeus 1758. This genus has been subdivided into two subgenera: *Patella s.s.* and *Patellastra* [5-7]. This division was based on the observation that all the species of the first subgenus have phaniscoid radular teeth with three cusps, while species of the second subgenus have phaniscoid teeth with only two cusps. On the basis of this criterion, *P. aspera* and *P. caerulea* have been ascribed to the first subgenus and *P. rustica* to the second [6, 7]. As regards karyotypic structure of both *P. rustica* and *P. caerulea* have a haploid complement of $n = 9$ whereas *P. aspera* has only haploid complement of $n = 8$ [7]. Concerning the geographic distribution of *P. rustica*, some authors reported that it's restricted on Mediterranean Sea and on the Atlantic coasts from Biarritz (France) to Mauritania and it is also available in the Cape Verde Islands, Canary Islands, Sebrages, Desertas and Madeira, but not sampled in the Azores [8, 9]. Moreover some authors indicated that the form of *P. rustica* determined in the Macaronesian Islands is a different species *P. piperaea* Gould, 1846 [8]. *P. rustica*, *P. caerulea* and *P. aspera* are common limpets on Mediterranean rocky shores where they are sited on the upper and mid coastal rocky shores, low

inter-tidal zone and the sublittoral fringe, respectively [10]. During grazing periods, *P. rustica* moves up to the supralittoral [4, 7, 11]. This species is easily recognized by a very high symmetrical cone, with a rounded base [12] and morphological chaetax on the shell (the characteristic black spots that adorn its shell near the apex [4, 13] (Fig. 4). Regarding Bulleri et al. (2000), the feeding consists mainly on macrophytes eukaryotic filamentous [14]. Limpets of the genus *Patella* (L.) play a keystone role in the structuring of littoral communities and their grazing strongly influences algal composition and diversity [8]. There is no available data conducted such benthic fauna along Skikda rocky coastline. Only many studies on the benthic macrofauna of sedimentary substrates were conducted [15]. These data are fulfilled in Algerian bae data (Bental) what aims to assess the species richness and taxonomic structure of the macrofauna of soft substrates benthos of the Algerian coast. Several studies were carried out on the faunal inventory and especially bottoms of the ports and open areas (bays and gulfs) of the Algerian coast [15]. The main objective of this present study was to

Patella rustica Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Patellogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algérie) 67

evaluate (1) how the total abundance and condition index of this limpet varied from site to site in each season collected from twelve localities on rocky shore of Skikda coast and (2) how two types of physical factors (pH and temperature) affect the patterns fluctuations of Abundance and condition index. The species studied is *Patella (Patellastra) rustica* Linnaeus 1758 (= *P. rustica* Grmelin 1791).

2. Material and Methods

2.1 Sampling Stations

Between September 2008 and August 2009, the study was undertaken in the coastal zone from the petrochemical complex (36°53'N) to the beach ravin des lions (36°52'N) to investigate a spatial variation limpet (*P. rustica*) on rocky shores. The choice of 12 stations was made taking into account many pollution sources (domestic, industrial and agricultural), accessibility and abundance of limpets. The working

stations are located on a transect of a discontinuous length of approximately 5.48 km from the coast as follows: beach Saf S'af (S1), Goat isle (S2), Horses beach (S3), Château Vert beach (S4), Marquette beach (S5), Military beach (S6), Fishing port of S'ton (S7), Mollo beach (S8), Miramar beach (S9), a creek near Miramar (S10), the cancer beach (S11) and the beach of the ravin des lions (S12) (Fig. 2). These locations are wave-exposed rocky, they are representative of coastal conditions of the Bay and are influenced by different types of anthropogenic activities. These included sites affected by industrial activities (S1, S2), sites influenced by urban wastes (S2, S3, S4, S5, S6, S8) and sites near to the port (S1, S3, S7), four sites as bathing areas seem to be away from known sources of pollution that were used as reference sites (S9, S10, S11 and S12). Survey of total hydrocarbon and heavy metal in the coastal waters and sediment of Skikda indicated a significant pollution

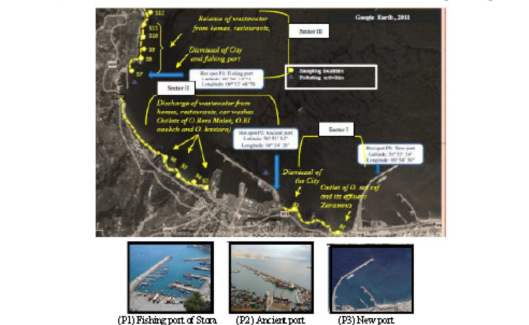


Fig. 2 Map of Skikda gulf showing the working stations divided in three sectors. Sector I: Saf S'af beach (S1), Isle Station (S2); Sector II: Horses beach (S3), Château vert beach (S4), Marquette beach (S5), Military beach (S6); Sector III: Rear fishing port of S'ton (S7), Mollo beach (S8), Miramar beach (S9), small creek near Miramar beach (S10), Cancer beach (S11) and Ravin des lions beach (S12).

68 *Patella rustica* Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Patellogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algérie)

Table 1 Heavy metal content in mg/g in the surface sediments of the main parts of Skikda [12]

Port	Mercury	Cadmium	Lead	Copper	Zinc	Ciron km
Ancient port	18	0.12	30	65	170	40
Newport	33	1.38	120	200	770	70
Algerian standards	1.5	3	250	150	300	250

Table 2 Variable characters of external morphology of soft parts in *P. rustica* used for identification [5]

Character	<i>P. rustica</i>
Head	Overy
Cephalic tentacles	Dark grey
Diadema	Cream
Foot	Dark grey or blue with edge and centre cream
Shape	Circular
Pallial tentacles	Translucent
Pigment arrangement	2 series of different length usually alternating

Table 3 Summary of environmental characteristics in gulf of Skikda (Mean ± SD represented over study period)

Parameters	Minimum	Maximum	Mean ± standard deviation	Algerian standard (TOA, 2006)
pH	6.09	8.43	6.09 ± 0.26	6.5-8.5
T, °C	10.00	30.6	18.27 ± 4.41	30

but contamination by hydrocarbon discharge is more important [16-18]. Metallic pollution previously reported in sediments and waters nearby or at the selected areas is shown in Table 3.

Urban pollution from the city of Skikda, pollution from the industrial zone, maritime traffic and port activity are responsible for the metal contamination of sediments from the old port and the new port. High concentrations of essential metals (copper, zinc, manganese) are detected in the old port. A spike in mercury 13.09 mg/g with an average of 7.24 ± 4.47 mg/g was recorded in the new port, probably due to contamination by sewage inputs and maritime traffic. Mercury and zinc at high levels in the sediments of Skikda Gulf. This contamination source for the rivers (Oued Saf S'af and Malsen), which are collectors of all pollutants and mobile unit (Emanoube), located at the industrial zone and wastewater units chemical industries located on the coastal fringe [17, 18].

2.2 Sampling

To examine geographic variation in abundance and condition index quarterly, specimens are handpicked in the morning at the time of low tides from the

stations shown on Fig. 2. Determination was based on shell morphology [5, 9, 12] and other characters were used, including the color of the foot, and the internal texture of the tentacles (Fig. 3 and Table 2).

At each station, the authors selected the most representative shores. The height started from 0.7 m tidal level until 1.5 m. Each station was sampled using quadrats of 25 cm². In whole area, the presence/absence of *P. rustica* was recorded three times for each unit during seasonal monitoring.

Specimens of *P. rustica* were washed with water and brushed. The condition index was calculated each season for each station on ten individuals selected to be as close as possible sizes (class 18.1-22.6 mm). The formula for calculating the index AFNOR [20] was adopted. The total mass includes the shell, the soft tissues and water mantle.



Fig. 3 Top (central) (a) and lateral (left) (b) views of *P. rustica* [12].

$$C = \frac{STW(g)}{TW(g)} \quad (1)$$

STW: Soft tissue weight (g), TW: Total weight.

The surface seawater temperatures and pH were recorded at the same time in situ at each working area using a multiparameter WTW 344 and mean values were used for statistical analysis.

The data of abundance (expressed in frequency percentages) of limpet species were calculated based on the presence/absence in 25 units distributed along the 1.5 m vertical transect. The abundance and condition index were calculated for each station. Mean values and standard deviation were calculated of the 12 stations. One way analyses of variance (ANOVA) were used to test for differences in species abundance among working localities and seasons. A significance level of $P < 0.05$ was carried out for all statistical tests and data were transformed, $\log_{10}(X + 1)$, prior to analysis. All statistical analyses were performed using Minitab 14.0 and SPSS 17.0.

3. Results and Discussions

3.1 Environmental Variables

The general trend of the 2 environmental variables throughout the bay is shown in Table 2. Temperatures and pH were within the optimal range. The Algerian standards are between 6.5 and 8.5 [21]. The extreme values of pH are 6.89 to 8.43 (Table 2). The highest mean value is 8.38 ± 0.04 at station S12 whereas the minimal mean is registered at stations S2 (7.47 ± 0.10). The magnitude of water surface temperatures was significant (10.6 °C-30.6 °C). These results are in agreement with previous studies conducted in Skikda bay [17, 18].

Over the study period, temperature didn't fluctuate much among the sampling locations (Fig. 4) but the temperature was significantly different during four seasons (One-Way ANOVA analysis, $P < 0.001$) (Fig. 6). The lowest temperature was recorded at station S12 (winter: 10.60 °C) while the highest was at station S8 (summer: 30.6 °C). The pH fluctuates slightly

among the study stations.

The pH values showed differences between stations ($P < 0.001$) and among seasons ($P < 0.05$). The highest value was registered at Station S12 (summer: 8.43) while the lowest was measured at station S2 (summer: 6.89). It was noted that the stations located close to the petrochemical complex (S1 and S2), ancient port (S3) located East of Sora fishing port (S7), recorded pH close to neutrality. The other stations were tending to basic throughout the study period.

The sea surface temperatures (SST) registered in autumn (18.25 ± 1.05 °C) is higher than the spring (16.66 ± 0.83 °C). In winter and summer, the temperatures recorded were respectively 13.04 ± 0.83 °C and 24.87 ± 1.25 °C. The temperature of the air was highest in summer (25.50 ± 2.08 °C) and lowest in winter (12.4 ± 0.79 °C). And therefore the temperatures of water of all stations have shown that seasonal periods were related to weather conditions. It's Mediterranean-type climate.

Mollo beach (S8) had the highest mean value of temperature over the study compared to other stations (26.44 ± 2.11 °C) in summer. The latter is a bathing place frequented by summer visitors and characterized by multiple domestic waste waters from restaurants and habitations.

Patella species are known as keystones because of their important influence on the structure and function of the rocky shore communities [22]. The disposal of urban and industrial discharges directly into the sea through outfalls proved one of the main causes of the deterioration of the coastal ecosystem in Algeria generating malfunctions of various physical and biological compartments of this ecosystem [17]. The temperatures of surface water on the twelve stations were highest in summer and lowest in winter. The pH found range from neutral to alkaline.

Orton (1920) and Olive (1995) expose that Sea temperature is considered one of the most influential factors in controlling breeding in marine invertebrates [26].

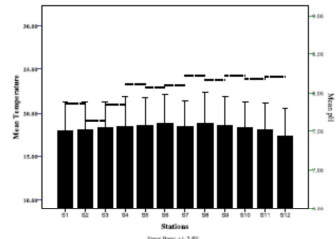


Fig 4 Mean (+1 SE) temperature and pH measured on each station in gulf of Skikda over study period. Three measurements were taken at each station during 4 seasons.

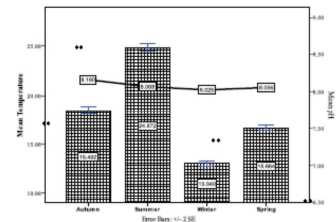


Fig 5 Mean (+1 SE) temperature and pH measured on each season in gulf of Skikda over study period. Three measurements were taken at each station (3rd measurement per season).



Fig 6 Working stations: A. Colony of Buccella (Station S6), B. *P. rustica* and others limpets (S6), C. Measurements of *P. rustica* in size (S2), D. colony of *P. rustica* (Station S1).

Yemmi (1971) mentions that body temperature of limpets is higher than those of other intertidal mollusks [23]. Limpets are probably more prone to heating than other organisms. However only few published studies are available for *P. rustica* Linnaeus, 1758 on this invertebrate species [9].

3.2 Distribution of Fauna and Algae

During this monitoring, several species of algae and macrofauna have also been found (Fig. 6). For example the most common and dominant algae intertidal algae (*Ulva lactuca* Lamour., 1753, *Ulva rigida* C. Agardh, 1825, *Enteromorpha compressa* (Lamar.) Nees, 1921, *Enteromorpha intestinalis* (Lamar.) Nees, 1820, *Cladophora repens* (L.) Kützinger, 1843, *Characomyx capillaris* (Kützinger) Borgesen 1925) are the species coating the rock surface in the stations S1 to S5. Other algae are intertidal only at western sector (S3) such as *Ralfsia verrucosa* (Amesong) Arai-chong 1845, *Sargassum laminaria* (Lyngbye) Link 1833, *Meredithia emarginata* Scrobocoe ex Bonnet 1862, *Polydora haustorium* Thwait in Le Sida 1863 and *Verrucaria amplifica* Clemente, 1814.

Our results indicated communities of crustaceans (*Polydora* *marumaria* Fabricius, 1787, *Chironomus* *indicus* Pils, 1765, *Chironomus* *novaezelandiae* Southward, 1976, *Alpheidae* *depressa* (Pils, 1791), *Polydora* *pellucida* Omelein, 1789, *Ligula* *indica* Fabricius, 1790) and molluscs (*Buccella* *radicum* Papanicolaou, B.-C., 1926, *Buccella* *peruviana* Philippi 1836, *Littorina* *purpurata* Omelein, 1791, *Littorina* *reticulata* Lamour., 1758, *Littorina* (*Skiaxipala*) *truncata* Lamour., 1758, *Meredithia* *retrocurva* Bon, 1783, *Chironomus* *gracilis* Lamour., 1758, *Arenicola* *medea* Fohse, 1844. Many other limpets were found such as *Aplysiopsis* *pectus* Lamour., 1758 (air-breathing sea slug or false limpet), *Patella* *radicata* Lamour., 1758, *Patella* *caerulea* Lamour., 1758, *Patella* *derogata* Omelein, 1791, *Patella* *rustica* Linnaeus, 1758, *Patella* *aspera* Roding, 1798, *Patella* *septa* da Costa, 1771 and *Arenicola* *incisa* J. E. Gray, 1825.

3.3 Limpet Species-Temporal Distribution

The percentage of abundance is listed in Table 2. Data of abundance (expressed with the number of specimens (N) of species *P. rustica* was calculated based on the presence/absence in the three quadrat of 25x25 square cm on each along the 1.5 meter vertical transect. The abundance assessment made from September 2008 to August 2009 clearly showed that the number of individuals in this sampling area is increasing at the East.

In the present study, we have considered only the true limpet *P. rustica*. In this area, the spatial distribution of *P. rustica* within Skikda bay was relatively uniform. A total of 385 individuals of true limpet *P. rustica* were collected from twelve stations. This species was found at all stations. Of these, analysis was undertaken on seasonality and spatial distribution. *P. rustica* was found numerically dominant at four stations respectively S2, S4, S1, S3 and S12 (Table 4, Fig. 6). The abundance was relatively low at S8, S9, and then significant increases occurred at S10 and S11 and S12. Individuals' species pattern of *P. rustica* reached maximum abundance especially in summer and autumn. Globally, the main distributional characteristics indicated two sectors with low and high abundance. This zone (S1) has relatively high total abundance, it could be considered to be the natural smooth of rocky shore that may provide habitat to this limpet. Moreover *P. rustica* is generally associated with steep surfaces found in the upper littoral of exposed rocky shores [25]. The results were significantly higher in the S2 (15.06 ± 2.25%) and S4 (13.51 ± 2.21%) than in other working areas. The limpet *P. rustica* was very scarce in sampling (2.08 ± 0.73%) at S8 (mollo beach).

Mean abundance was significantly greater in the sector I and II. On The West sector (II) also high higher number of limpets were recorded on stations S10 and S11 (Fig. 7). Significant effects of station and season ($P < 0.001$) detected in the density of *P. rustica*

(Table 5). In addition the interstations season were not significant (one way ANOVA, $P > 0.05$), indicating that the density was not changing in all stations over the seasons. The Turkey HSD test classified sites into the following ($P < 0.05$): S8, S9, S7, S6, S11, S10, S5, S12, S3, S1, S4 and S2 and sequenced seasons as winter, spring autumn and summer.

P. rustica has found plenty on the Eastern part of the bay during the period of survey. In three stations (S7, S8 and S9), numbers of limpets were relatively low compared with the all study sites this is probably due to human impacts and domestic waters. Analysis of abundance patterns indicated a fewer limpets in the winter and spring over the assessment in all localities Eastern of the bay (Fig. 7) and during summer and autumn.

Table 4 Mean (+1 SE) abundance (N) of *P. rustica* in the present study along twelve stations (3 transects per station).

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12
Abundance	10.65	15.06	10.13	13.51	8.68	6.49	4.06	2.08	3.64	9.06	6.49	9.35
(%)	1.43	2.25	1.38	2.21	1.09	2.32	1.02	0.75	0.62	1.91	1.07	1.37

Table 5 Results of a one-way ANOVA testing the abundance between sites and period with the interaction (site and seasonality).

	F(site)	F(season)	F(site,season)
Abundance	10.34**	47.90**	1.96**
Proba	0.000	0.000	0.145

**F > F(0.05, 11, 27) (season) = 3.27 (site, season) = 33. Displayed degrees of freedom (D.F), F-value (F), and corresponding significance levels (P). R Squared = 0.963 (Adjusted R Squared = 0.926).

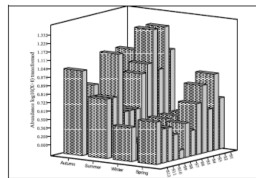


Fig 7 Spatial pattern of *P. rustica* with Redundancy (R²) Abundance log10(+1) standardized.

Dynamique de diffusion des polluants métalliques et organiques dans les eaux littorales de Skikda : Impact sur la faune des invertébrés

Family *Lucinacea*, 1758 (Gastropoda, Paliogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algeria) 73

autumn periods which coincide with values of high temperatures. The total abundance (individuals/m²) indicated a large difference in magnitude between the lowest (individuals/m² for Mido beach) and the highest (individuals/m² at station 52 high). The abundance of this species was also recorded at S3 and S4 with other limpets particularly *P. caradisi* L., and *Siphonaria pectinata* (Gmel., Pullenbaum).

5.4 Condition Index

Parallel to the study of population abundance, showed a variation of the condition index through the stations and seasons. This is due to several factors including the stage of reproduction (gametes active) and nutrition. The condition index is the physiological state of the animal in relation to the environmental conditions (increase or decrease in the availability of food) and reproductive status (weight gain or loss related to the gametogenesis). The condition index (CI) is an indicator of the physiological state of the bivalve. This index is an ecophysiological measure of the health status of the animal that summarizes their physiological activity (growth, reproduction, secretion etc.) under given environmental conditions. During the period of sexual dormancy, this quotient is a good indicator of metabolic growth [7]. It was clear from the study period that the high values recorded on summer especially when condition index was maximum followed by autumn limpets from site S2 recorded higher condition index than the other sites over the study period. This is probably due to the high value organic matter (domestic waste) noted in previous studies [16, 18]. In our study, the high indices are measured during summer (between 30 June and 10 July) and mid-autumn (between 10 September and 15 October) whereas the low indices are shown in mid-winter (between 15 January and 7 February) and spring (between 21 March and 8 April). Midly high condition indices correspond to spring

period and lowest indices coincide with values of high temperatures. The condition index was variable during the seasons, with a pronounced peak in the summer at Ravin des Bains beach (32.30% ± 6.63%). The lowest mean condition indices of limpets were those from Mido beach and knee beach in winter (respectively 14.75% ± 0.07% and 16.06% ± 1.49%). On the Portuguese coast, it was reported that gametogenesis began in June, sexual maturity increased until September and October when spawning (the emission of gametes) took place by December to January [26]. From the Balearic coast of Spain, Ordoñez (1994) indicated multiple spawning events and in the Mediterranean Sea, *P. nuxator* has long breeding period with less synchronous multiples spawning occurring between August and November [8]. *P. nuxator* showed a peak in gamete relative weight during autumn and spawning in December-March, and individual spawning probably occurs only once a year [11]. Globally, condition index varied between 25.97% ± 4.86% to 16.71 ± 2.42%. Important values were measured in limpets issued from S2, S11 and S12 (Fig. 8). At station S12, limpets showed particularly high indices of condition (32.30% ± 6.63%) recorded in summer while minimum (14.60 ± 1.50%) was recorded in winter in limpets sampled from station S9 (Marine beach). On the whole, the indices were higher in autumn and summer than in winter periods. This difference revealed a filling of the shells of limpets from S2, S11 and S12. This difference can be due to seasonal change and reproduction cycle. The comparison between seasons showed a single annual maximum, focused in summer (mid-July and August). Seasonal variations were highly important with maximum in summer (25.97% ± 4.29%) followed by the autumn index (22.26% ± 4.57%). The condition index in winter and spring were respectively 17.65% ± 2.20% and 21.51% ± 2.91%. A one-way ANOVA was used to compare mean differences in CI among limpets, indicated that there

Fig. 8. Seasonal fluctuations in the mean condition index (CI) of limpets from 12 working locations over each peak flow sequence (2016-2018). Results of one-way ANOVA testing the condition index between mid period and the winter (mid-winter).

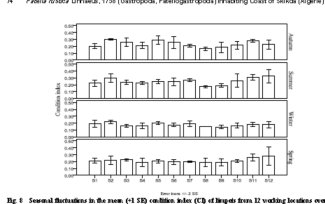


Table 4. Results of a one-way fixed factor ANOVA testing the condition index between mid period and the winter (mid-winter).

Condition Index	F(1,11)	F(0.05,11)	F(0.01,11)
Summer	6.56	2.19	8.38
Winter	0.00	0.00	0.63

A significant difference in the CI values among limpets from 12 locations (Table 4). The Turkey HSD test classified sites into the following ($P < 0.05$): S8, S9, S4, S1, S10, S6, S7, S3, S5, S12, S11 and S2 and seasonal winter, spring, autumn and summer.

5.5 Environmental Factors ($T^{\circ}C$ and pH) on Limpet Distribution and Condition Index

In order to see the relation between the physico-chemical factor and limpets' abundance, we used Pearson's correlation matrix based on seasonally values (Table 7). Abundance was positively correlated with sea temperature (r -value = 0.596, $P < 0.01$, Table 7). No

Family *Lucinacea*, 1758 (Gastropoda, Paliogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algeria) 75

Abn.	Pearson correlation	Abn.	CI	SST	pH
CI	0.468	CI	0.365	x	x
SST	0.386	CI	0.439	x	x
pH	0.490	CI	x	x	x

Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Some studies showed that temperature may have direct effects by killing limpets, and important ecological effects, such as influencing metabolic rate and feeding rate [23]. For Ordoñez (1920), sea temperature has long been considered one of the most influential factors in controlling breeding in marine invertebrates in [19] and biotic communities of the rocky shores are considered to be generally controlled by physical factors such as temperature and desiccation [27].

Body temperature is strongly influenced by ambient conditions and equilibrate with water temperature soon after the limpet is submerged. Consequently, low-temperature limpets that are exposed for shorter periods may have mean body temperatures up to 14 °C less than high-temperature individuals (Dunstan, 1970 in [25]). Bourne et al. (1992) quoted that mortality of limpets was reduced at pH 5.5 submerged but once returned to normal seawater individuals survived. And even at pH 2.5, total inhibition of movement occurred and when returned to normal seawater half had died [28].

The variation in environmental factors such as temperature, and pH will most probably influence the physiological state of the animal. The surface temperature of the water could be a major determinant of reproductive success and thus opportunities for dispersal of *P. nuxator* [25].

Abundance and condition index of *P. nuxator* during the survey were correlated with temperature (r -value = 0.596, $P < 0.01$) and pH (r -value = 0.594, $P < 0.01$). This joins the work reported that the sea temperature and sea, moisture especially periods of reproduction (autumn) and recruitment and these are

the main factors in the distribution of *P. nuxator* on the Atlantic Coast and initial growth/retreat periods [25].

Also, the authors noted the regions characterized by a warmer climate such as the Southern Portuguese coast and the Bay of Biscay were commonly populated as having high numbers of *P. nuxator*. The study showed a strong correlation between spatial distribution and condition index of *P. nuxator* and the water temperature measured in these rocky shores (Table 7).

6. Conclusion

Thompson et al. (2002) reported that littoral communities are open ecosystems, with steep environmental gradients and their susceptibility to both terrestrial and marine disturbance makes them more vulnerable than sub-littoral and offshore habitats in [29]. Pollution effects are most pronounced in

intertidal and marine disturbance makes them more vulnerable than sub-littoral and offshore habitats in [29]. Pollution effects are most pronounced in

intertidal and marine disturbance makes them more vulnerable than sub-littoral and offshore habitats in [29]. Pollution effects are most pronounced in

intertidal and marine disturbance makes them more vulnerable than sub-littoral and offshore habitats in [29]. Pollution effects are most pronounced in

Family *Lucinacea*, 1758 (Gastropoda, Paliogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algeria) 76

mentoring the seasonal variations of environmental factors and limpet abundance in Skikda bay between September 2008 and August 2009 has suggested multiple uses as the interaction of biological and physicochemical factors. Sea surface temperature mainly affected the seasonal variation in abundance and growth of rocky shore limpets. (Data were not study was undertaken on limpets (*Ruditapes* spp.) throughout the rocky coast of South East Algerian coast. Few studies are undertaken on the Ocean coast on *Paliogastropoda* [22]. Thereby, we have focused on the species of this limpet (*P. nuxator*) because it is a relatively abundant and widespread distribution and abundant and easily identified while *P. caradisi* was also identified. Furthermore, it is hard to identify (variation in morphology and shell can be confused with *P. nuxator*). Moreover, it had been used in some areas in the Mediterranean and near such habitats as Italy, Spain, Turkey and Portuguese coast [8, 11, 31, 33]. All these data for the Gulf of Skikda showed the same trend a high-ecological quality status for this species, also in the stations affected by anthropogenic activities. On the benthic macrofauna, few papers as a good indicator of changes in the environment [5]. The diversity and condition index of limpets was studied in overall between locations. The most sampling stations located on Skikda coast are polluted by coastal water pollution by dumping a lot of contaminants such as industry and domestic pollution. However, the stations from S9 to S12 are uncontaminated areas in terms of industry. Several studies [6-18] have shown increasing pollution across the Skikda coastline especially in the case of quite considerable number of industrial plants (Chemical and that are of the origin of disturbances and levels of abundance as well as microbial diversity and these must report activities on the bay [17, 23].

References

[1] VANU, D., RABIA, L., RIZZO, F., ARDI, P., COTTA, M., METALI, C. (2015) Seasonal changes in the diversity of macrofauna in coastal waters of the Bay of Annaba, Northeast Algeria: A view of the controlling season.

Family *Lucinacea*, 1758 (Gastropoda, Paliogastropoda) Inhabiting Coast of Skikda (Algeria) 77

- [2] C.F. BRONKHORST, BRONKHORST van CAPPOLINO (Marsilio) La Mer Méditerranée, L'Est de Provence (Skikda: Skikda, 2002, pp. 144 (in French).
- [3] S. ORDOÑEZ, (Distribution de la chère pelagique de la mer Méditerranée de son genre. Mémoire de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15.
- [4] O. BOUTIER, P. BOUTIER, A. HENRI, R. DUPUIS, Impact de la pollution par les hydrocarbures sur le genre de mer Méditerranée de son genre. Mémoire de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [5] M. BOUTIER, P. BOUTIER, A. HENRI, R. DUPUIS, Impact de la pollution par les hydrocarbures sur le genre de mer Méditerranée de son genre. Mémoire de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [6] M. BOUTIER, P. BOUTIER, A. HENRI, R. DUPUIS, Impact de la pollution par les hydrocarbures sur le genre de mer Méditerranée de son genre. Mémoire de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [7] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [8] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [9] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [10] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [11] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [12] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [13] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [14] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [15] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [16] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [17] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [18] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).

- [19] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [20] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [21] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [22] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [23] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [24] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [25] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [26] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [27] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [28] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).
- [29] J. BOISSE, (Les limpets de la Méditerranée occidentale, à la Réunion, à Madagascar et à la Nouvelle-Calédonie). Mémoires de l'Institut Océanographique de la Rochelle, tome 11, 1920, pp. 1-15 (in French with English summary).

REV. CAMES - VOL. 02.2014

Akademi. Fisheries. **Douchet** J. **Printed in the Netherlands.**

Cocconi E, Corbelli G. 2005. A biomonitoring study: mussel and algae as bioindicator from Tyrrhenian coastal zone. *Environmental Research* 95: 99-110.

Colombini L, Falbet M, Mihoulet F, Scognini F & Cheloni L. 2003. Comparative diversity analysis in sandy littoral assemblages of the western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 95-104.

Colledo C, Ramirez R, Berges O, Hernandez Rizo JL, Galán Cheloni MD, & Hervas RL. 2006. Heavy metal (Cd, Cu, Pb and Zn) in two species of limpets (*Fanella striatula* and *Fanella undecostriata*) in the Canary Islands, Spain. *WTT Transactions on Ecology and the Environment*, 59: 219-234.

Christou A. 1973. *Ecosistema de agua Profunda Mediterránea*, Geobotánica. Edición de Museo Nacional d'Historia Natural. 161. 1905-1992.

Comenius OSPAR. 2010. Biological Document for Annex I Impact Study. www.ospar.org/annex1, 15p.

De Vries M, Cheloni L, Boughal M & Poullet S. 2001. Variations in cardiac activity following acute exposure to copper in three co-occurring but differently sized Mediterranean limpets. *Mar. Poll. Bull.* 42. 42. 1990-1995.

De Villon J, Squibin M, Youssoufi C. 2005. Impact des métaux sur la faune de l'épave de l'ERCE. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface. www.erpce.fr, 10p.

Espinoza F, Cuervo Garcia LM, Fa Falet Garcia Gomez J.C. 2005. Effect of competition on settlement and limpet development (*Gastropoda*, *Fanella*) in a rocky shore conservation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 323. 662-672.

Espinoza F, Cuervo Garcia LM & Garcia Gomez J.C. 2007. Copper pollution and settlement risk on sand exposed limpets in a bioreactor. *Endemism and Conservation* 10: 377-397.

El Saad S, El Gamal M.M. & El Saad D.S. 2003. Seasonal variation of trace metal levels in water and the limpet *Patella caerulea* of the Mediterranean coast, Egypt. *Egypt J. Appl. Biol. & Fish.* 7(4): 285-312. [DOI: 10.1007/s12040-003-0008-1](http://dx.doi.org/10.1007/s12040-003-0008-1)

EMIS (European Register of Marine Species). <http://www.marlab.univ-lorraine.fr/>

Fiori H, Girard C, Redon L, El Ben Hassen O. *Statut de la faune de l'épave de l'ERCE (Gastropoda)* sur la littorale Nord-Est de la Tunisie. *Rep. Comm. Int. Mer Médit.* 28 (2007).

FISL (A.D. FISL S. 2001). *Student's Guide to the Seashore* (second edition). Cambridge University press, Cambridge, 264 p.

Gonzalez Wier C.A., Nakano T., Cheloni L.J. & Powell E. 2003. Molecular phylogenetic and biogeographic analysis of *Abra* (*Fanella*, *Gastropoda*, *Mollusca*) in the Southern Ocean. *Molecular Phylogenetic and Evolution* 56: 115-126.

Goulet S. 2003. Bilan et Diagnostic National de la pollution marine de la côte algérienne liée à des activités minérales à terre. Programme d'actions stratégiques (PAS) de la côte algérienne, la pollution due à des activités minérales à terre et de la stratégie opérationnelle. *Final Report I&M* www.medmedpol.org, p. 119.

Goulet S. 2004. Distribution de la coquille spécifique de la macrofaune benthique dans le port algérien.

Encuesta in Benthic Communities Following a Reduction in Chemical Pollution in Mediterranean Ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 36. pp. 101-125.

Faah-Moukri F.M.A., Amrane-Egoual M.A. S. & Guedj-Moukri E.F. 2001. Chemical bioassays applied to the evaluation of metals oil pollution in the coastal area of Cassey Island (Oran). *Environmental Pollution. Environmental Monitoring and Assessment* 116: 345-361.

Fahay V.L. 2000. *Mussel*. *Mass in evidence: the impact of the pollution portland of Oran sur la distribution spatiale des mollusques de l'épave de l'ERCE*. Université de la Méditerranée, Marseille. 41p.

Hammil S. 1997. Conception et objectif de réseau de surveillance de la qualité des eaux de la région. *Faune Algérie*. *Revue Algérienne de Biologie* 14: 1-14.

Hansen. 2001. L'européanisation des eaux marines et la surveillance en mer. *Revue de l'Institut Français pour la Conservation de la Mer - IFREMER* pour la Commission Européenne - DG ENV. 81. 192-197.02.

Jha S.K., Kumar D.M., Mahajan M., Rahman M.A. & Bhowmik M.A. 2007. Contaminant Distribution and Abundance of Benthic in Mous river, Kolkata, Bangladesh. *Int. J. Environ. Contam. Tox.* 4: 219-223.

Kalish M., Bousso Chahbi M., Abdelghani F. 2011. Aspects et particularités de la faune commune méditerranéenne (*Fanella caerulea*) de la zone côtière ouest de l'Algérie algérienne occidentale. *Revue Méditerranéenne de Biologie Marine* 44.

Loeb Duhaes K. 2007. La faune graine *Fanella* (*Fanella*, *Gastropoda*, *Mollusca*) en Algérie. Répartition, abondance et distribution sur la littorale algérienne. Thèse Magister. Univ. El. Ouzel, Oran (Algérie). 136.

L.E.M. *Abdelghani F. (Tuteur: M. Bousso Chahbi)*. 1998. Etude d'impact sur l'environnement de l'épave de l'ERCE port de Skikda. *Entreprise Portuaire de Skikda*. 36 p.

Manohar R. & Dikshit A.S. 2004. *Benthic macrofauna*. In: *Coastal and Estuarine Science*, 3rd Edition, 1139-1194.

Mason A., Alvarez M., Portetich N. 2003. Morphological and molecular tools in identifying the Mediterranean limpets *Fanella caerulea*, *Fanella agassizii* and *Fanella rufipes*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 295: 131-143.

Menéndez L. 2003. Modélisation de l'impact de la pollution industrielle benthique dans la grotte de Zibidja (littoral Est algérien). Thèse Université d'Alger 3. pp. 143.

Nakano T. & Otsu T. 2006. Worldwide phylogeography of limpets of the order *Fanellagastropoda*: molecular, morphological and palaeontological evidence. *Oxford Journal of Earth Sciences* Journal of Malacology 73 (3), pp. 76-89.

Nahli R. F. 2003. Les métaux, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales d'Alger: Apports et effets sur les populations quantifiées (épaves, littoral et gastropodes). Thèse 2003.

Papathanassiou E. & Zenetos A. 1993. A Case of

REV. CAMES - VOL. 02.2014

Sakkis V. 2003. Evaluation de niveaux de la pollution chimique dans un littoral algérien. *Gastropoda, Fanella caerulea* (Linné, 1758) dans la côte ouest de l'Algérie. Thèse Université d'Oran. 121.

Maguire Terry E. Sina, Oran (Algérie).

Soussal, R. & Boussas, S. 1996. *Coquilles méditerranéennes*. *Journal de la Société Algérienne de Malacologie* 12: 13-20.

OSPAR. *Biological Document* version 17.0 pour 2010.

The Zouari S, Baboulet L, Fehli H, Marwan M. et Ben Hassen O. 2010. *Statut de l'épave de l'ERCE (Gastropoda)* en Algérie. *Revue Algérienne de Biologie* 17: 275-297.

Thompson J.A. J. 1980. Distribution and population structure of the limpet *Fanella agassizii* (Gastropoda) in the Mediterranean. *Journal of Marine Biology and Ecology* 77: 115-135.

UNEP/WHO. 2000. Programme d'action stratégique pour la Méditerranée. *Journal de la Société Algérienne de Malacologie* 16: 187-189.

UNEP/WHO. 2003. *Biological Document* version 14.0 pour l'Oran.

Vincent M. T. A., Gibb C., Co-Yon H. Y., Fine G., Akhavan S., Marshall G. & Kuehler F. 2003. Heavy metals in benthic coastal (Mediterranean, *Gastropoda*) in polluted and non-polluted areas from the Iskenderun Gulf (Mediterranean Turkey). *Environ. Monit. Assess.* 88: 257-264. DOI: 10.1007/s10661-003-1047-x

Annexes 2. Communications.

1. **Maatallah R**; Djebbar A. B & Zaghdoudi R.: Pollution chimique par les métaux lourds et les hydrocarbures dans les eaux côtières de la région de Skikda (nord est, Algérie). Séminaire National sur les Interactions Biologie-Environnement -Skikda- 05-07 Décembre 2008
2. **Maatallah R**; Djebbar A. B : Inventaire de *Patella sp.* (Archaeogastropoda Thièle, 1925, Patellidae) sur le littoral de la région de Skikda. 2^{ème} Colloque Francophone en Environnement et Santé-Annaba: 01-03 mars 2009. Université Badji Mokhtar. Annaba–Algérie
3. **Maatallah R**; Djebbar A. B.: Le cycle biogéochimique du mercure Evaluation dans les eaux côtières de Skikda. Colloque international de Biologie Environnementale- Skikda- Algérie. (CIBE' 2009) du 08 au 10 novembre 2009.
4. **Djebbar A. B**; Maatallah R. Inventaire de *Patella sp.* (Eogastropoda Ponder et Lindberg, 1996, Patellologastropoda) peuplant le littoral de Skikda– Algérie. 2ème colloque international « **Biodiversité et Ecosystèmes Littoraux – BEL 02** » les 28, 29 et 30 Novembre 2010 à Oran (Algérie).
5. **Maatallah R**; Djebbar A. B. Distribution de *Patella rustica* Linné, 1758. (Eogastropoda Ponder et Lindberg, 1996, Patellologastropoda) peuplant le littoral de Skikda (Algérie). Séminaire International de Biologie Animale. Constantine 9-10-11 mai 2011.
6. **Maatallah R**; Mezedjeri L& Djebbar A. B. Evaluation quantitative des hydrocarbures totaux dans les Eaux littorales de Skikda (Nord Est, Algérie). Le 2ème Séminaire Maghrébin Sur La Gestion des Ressources Naturelles et le Développement Durable (GRN2D) - Sidi Bel-Abbès 17 et 18 Mai 2011.
7. **Maatallah R**; Djebbar A. B. Biodiversité et distribution des patelles (Gastropodes, Patellidae) sur le littoral de Skikda, nord-est algérien». Congrès méditerranéen en biodiversité animale et écologie de la santé. BAECOS: 15-16-17-18 octobre 2011 à Annaba (Algérie).

ANNEXE 3. Tableaux

Physicochimie, teneurs des métaux traces et des hydrocarbures totaux dans les eaux de surface du littoral de Skikda (2008 et 2009).

Tableau I: Les variations de la température dans les eaux littorales de Skikda (Suivi de juillet 2008).

Variable	Stations	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum
la température	S1 st.1	27,333	0,208	27,1	27,5
	S1 st.2	26,433	0,416	26,1	26,9
	S2 st.1	27,4	0,265	27,1	27,6
	S2 st.2	27,967	0,208	27,8	28,2
	S2 st.3	28,833	0,306	28,5	29,1
	S2 st.4	27,633	0,153	27,5	27,8
	S3 st.1	26,877	0,391	26,53	27,3
	S3 st.2	31,133	0,723	30,3	31,6
	S3 st.3	29,367	0,252	29,1	29,6
	S3 st.4	27,833	0,252	27,6	28,1
	S3 st.5	27,767	0,153	27,6	27,9
	S3 st.6	28	0,173	27,9	28,2

Tableau II: Les variations de la salinité dans les eaux littorales de Skikda (Suivi de juillet 2008)

Variable	Stations	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum
la salinité	S1 st.1	37,633	0,153	37,5	37,8
	S1 st.2	36,96	0,122	36,88	37,1
	S2 st.1	37,7	0,173	37,5	37,8
	S2 st.2	37,633	0,153	37,5	37,8
	S2 st.3	37,967	0,208	37,8	38,2
	S2 st.4	37,9	0,173	37,8	38,1
	S3 st.1	37,833	0,252	37,6	38,1
	S3 st.2	37,8	0,1	37,7	37,9
	S3 st.3	37,833	0,0577	37,8	37,9
	S3 st.4	38,047	0,0503	38	38,1
	S3 st.5	38,233	0,493	37,9	38,8
	S3 st.6	40,23	1,76	38,8	42,2

Tableau III: Les variations de l'O₂ dissous dans les eaux littorales de Skikda (Suivi de juillet 2008).

Variable	Stations	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum
O ₂ % dissous	S1 st.1	64,51	1,79	62,83	66,4
	S1 st.2	62,633	0,802	61,8	63,4
	S2 st.1	65,51	1,086	64,3	66,4
	S2 st.2	106	1	105	107
	S2 st.3	99,667	1,528	98	101
	S2 st.4	105,33	1,53	104	107
	S3 st.1	100	1	99	101
	S3 st.2	94,83	4,25	90	98
	S3 st.3	103	2,65	100	105
	S3 st.4	106,27	1,42	105	107,8
	S3 st.5	109	1	108	110
	S3 st.6	110	1	109	111

Tableau VI: Les variations du pH dans les eaux littorales de Skikda (Suivi de juillet 2008).

Variable	Stations	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum
pH	S1 st.1	7.82	0,14	7,67	7,95
	S1 st.2	7.16	0,28	6,89	7,45
	S2 st.1	7.8067	0,0404	7,77	7,85
	S2 st.2	8.06	0,06	8	8,12
	S2 st.3	8.21	0,07	8,17	8,29
	S2 st.4	8.13	0,02	8,12	8,15
	S3 st.1	8.22	0,11	8,13	8,35
	S3 st.2	8.08	0,06	8,01	8,13
	S3 st.3	8.2067	0,04	8,18	8,25
	S3 st.4	8.2200	0,0265	8,20	8,25
	S3 st.5	8.1167	0,0252	8,09	8,14
	S3 st.6	8.3367	0,0723	8,29	8,42

Tableau V: Les variations stationnelles de la température et du pH.

Stations		Température	pH
S1 st.1	Mean	17,89	7,8675
	Std. Deviation	4,61	0,15023
	Minimum	10,8	7,45
	Maximum	25,7	8,12
S1 st.2	Mean	18,02	7,6429
	Std. Deviation	4,46	0,33179
	Minimum	11,52	6,89
	Maximum	25,87	8,07
S2 st.1	Mean	18,32	7,8520
	Std. Deviation	4,1	0,22740
	Minimum	11,9	7,38
	Maximum	25,1	8,21
S2 st.2	Mean	18,45	8,1167
	Std. Deviation	4,69	0,05079
	Minimum	11,9	8,00
	Maximum	26,9	8,22
S2 st.3	Mean	18,57	8,0679
	Std. Deviation	4,45	0,29729
	Minimum	11,9	7,32
	Maximum	26,4	8,33
S2 st.4	Mean	18,72	8,1017
	Std. Deviation	4,7	0,29112
	Minimum	12,6	7,38
	Maximum	26,8	8,41
S3 st.1	Mean	18,41	8,2183
	Std. Deviation	4,12	0,12078
	Minimum	13,3	7,89
	Maximum	25,3	8,40
S3 st.2	Mean	18,76	8,1692
	Std. Deviation	5,01	0,14306
	Minimum	12,7	7,99
	Maximum	30,6	8,41
S3 st.3	Mean	18,49	8,2213
	Std. Deviation	4,67	0,09971
	Minimum	12,8	8,07
	Maximum	26,7	8,42
S3 st.4	Mean	18,23	8,1750
	Std. Deviation	4,15	0,10947
	Minimum	12,7	8,00
	Maximum	25,8	8,40
S3 st.5	Mean	18,01	8,2138
	Std. Deviation	4,25	0,10578
	Minimum	12,64	8,04
	Maximum	25,4	8,39
S3 st.6	Mean	17,33	8,2829
	Std. Deviation	4,46	0,11415
	Minimum	10,6	8,06
	Maximum	24,8	8,43

Tableau VI: Les variations saisonnières de la température et du pH dans les eaux littorales de Skikda (Suivi de septembre 2008 août 2009).

Stations		Température	pH
Automne	Mean	18,4919	8,1604
	Std. Deviation	1,07504	0,16005
	Minimum	16,53	7,70
	Maximum	21,10	8,42
Printemps	Mean	16,6636	8,0562
	Std. Deviation	0,82584	0,35754
	Minimum	13,90	7,32
	Maximum	18,30	8,41
Ete	Mean	24,8718	8,0679
	Std. Deviation	1,24995	0,25613
	Minimum	22,30	6,89
	Maximum	30,60	8,43
Hiver	Mean	13,0400	8,0251
	Std. Deviation	0,83121	0,22485
	Minimum	10,60	7,39
	Maximum	14,70	8,35

Tableau VII: les concentrations des métaux lourds (teneurs exprimées en $\mu\text{g/l}$) dans les eaux littorales de Skikda (Suivi juillet 2008).

	Cadmium	Plomb	Mercure	Manganèse	Cuivre	Nickel	Zinc	Fer
Mean	12,22	7,4404	0,3369	12,482	9,155	9,319	17,0469	14,5111
Median	5,15	5,0000	0,0000	0,000	11,884	0,000	10,9900	11,4350
Std. Deviation	13,81	8,36923	0,70765	15,0305	8,3298	12,6471	18,21521	17,54713
Minimum	0,0	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00
Maximum	45,6	27,40	3,10	41,5	24,9	41,2	54,93	63,30

Tableau VIII: Les concentrations des métaux ($\mu\text{g/l}$) des eaux littorales de Skikda.

Variable	Stations	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum
Cadmium	S1 st.1	27,87	3,11	24,9	31,1
	S1 st.2	26,67	2,97	24,3	30
	S2 st.1	26	5,57	22,3	32,4
	S2 st.2	19,13	4,04	14,8	22,8
	S2 st.3	0	0	0	0
	S2 st.4	0	0	0	0
	S3 st.1	35,50	8,78	29,70	45,60
	S3 st.2	11,43	10,02	10,30	12,20
	S3 st.3	0	0	0	0
	S3 st.4	0	0	0	0
	S3 st.5	0	0	0	0
	S3 st.6	0	0	0	0
Plomb	S1 st.1	11,79	2,06	10,01	14,05
	S1 st.2	11,227	0,80	10540,00	12,10
	S2 st.1	12,50	2,66	10,00	15,30
	S2 st.2	24,00	3,56	20,30	27,40
	S2 st.3	0,00	0,00	0,00	0,00
	S2 st.4	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.1	18,12	2,37	15,60	20,30
	S3 st.2	11,653	0,48	11,12	12,03
	S3 st.3	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.4	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.5	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.6	0,00	0,00	0,00	0,00
Mercure	S1 st.1	2,317	0,78	1,55	3,10
	S1 st.2	0,91	0,17	0,78	1,10
	S2 st.1	0,00	0,00	0,00	0,00
	S2 st.2	0,00	0,00	0,00	0,00
	S2 st.3	0,00	0,00	0,00	0,00
	S2 st.4	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.1	0,75	0,18	0,55	0,89
	S3 st.2	0	0	0	0
	S3 st.3	0	0	0	0
	S3 st.4	0	0	0	0
	S3 st.5	0	0	0	0
	S3 st.6	0	0	0	0

Tableau VIII: Suite.

Variable	Stations	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum
Manganèse	S1 st.1	37,83	3,43	34,7	41,5
	S1 st.2	26,93	4,15	23,2	31,4
	S2 st.1	29,07	3,01	26,9	32,5
	S2 st.2	8	7,01	0	13,1
	S2 st.3	0	0	0	0
	S2 st.4	0	0	0	0
	S3 st.1	33,53	8,46	24,4	41,1
	S3 st.2	14,433	1,656	12,7	16
	S3 st.3	0	0	0	0
	S3 st.4	0	0	0	0
	S3 st.5	0	0	0	0
	S3 st.6	0	0	0	0
Fer	S1 st.1	44,3	6,61	36,8	49,3
	S1 st.2	14,74	2,03	13,12	17,02
	S2 st.1	14,480	0,793	13,850	15,370
	S2 st.2	11,873	0,977	10,820	12,750
	S2 st.3	11,473	1,516	10,500	13,220
	S2 st.4	0	0	0	0
	S3 st.1	51,63	10,98	41,5	63,3
	S3 st.2	25,63	5,35	19,8	30,3
	S3 st.3	0	0	0	0
	S3 st.4	0	0	0	0
	S3 st.5	0	0	0	0
	S3 st.6	0	0	0	0
Cuivre	S1 st.1	11,633	1,115	10,800	12,900
	S1 st.2	18,13	2,11	15,9	20,1
	S2 st.1	15,97	3,5	13,7	20
	S2 st.2	17,6	0,854	16,7	18,4
	S2 st.3	13,433	0,802	12,6	14,2
	S2 st.4	0	0	0	0
	S3 st.1	17,3	6,63	12,7	24,9
	S3 st.2	15,83	4,7	10,6	19,7
	S3 st.3	0	0	0	0
	S3 st.4	0	0	0	0
	S3 st.5	0	0	0	0
	S3 st.6	0	0	0	0

Tableau VIII: Suite et fin.

Variable	Stations	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum
Nickel	S1 st.1	33,80	8,07	25,20	41,20
	S1 st.2	19,97	5,81	14,70	26,20
	S2 st.1	12,97	2,15	10,60	14,80
	S2 st.2	0,00	0,00	0,00	0,00
	S2 st.3	0,00	0,00	0,00	0,00
	S2 st.4	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.1	28,43	6,54	21,50	34,50
	S3 st.2	16,70	4,73	11,40	20,50
	S3 st.3	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.4	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.5	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.6	0,00	0,00	0,00	0,00
Zinc	S1 st.1	39,01	5,06	33,20	42,44
	S1 st.2	41,09	8,49	36,17	50,89
	S2 st.1	46,01	9,40	36,20	54,93
	S2 st.2	25,90	5,65	21,71	32,32
	S2 st.3	10,74	0,92	10,12	11,80
	S2 st.4	0,00	0,00	0,00	0,00
	S3 st.1	30,38	8,16	25,41	39,80
	S3 st.2	11,43	0,86	10,58	12,30
	S3 st.3	0	0	0	0
	S3 st.4	0	0	0	0
	S3 st.5	0	0	0	0
	S3 st.6	0	0	0	0

Tableau XI: Statistiques descriptives par secteurs: Cadmium, Plomb, Mercure, Manganèse, Fer, Cuivre, Manganèse, Nickel et Zinc dans les eaux littorales de Skikda.

Variabls	Secteurs	Moyenne	Deviation Std.	Minimum	Maximum
Cadmium	S1	27,27	2,80	24,30	31,10
	S2	11,28	12,41	0	32,40
	S3	7,82	13,78	0	45,60
Plomb	S1	11,508	1,432	10,010	14,050
	S2	9,12	10,60	0	27,40
	S3	4,96	7,52	0	20,30
Manganèse	S1	32,38	6,87	23,20	41,50
	S2	9,27	12,84	0	32,50
	S3	7,99	13,28	0	41,10
Fer	S1	29,52	16,77	13,12	49,30
	S2	9,46	5,89	0	15,37
	S3	12,88	20,70	0	63,30
Cuivre	S1	14,88	3,87	10,80	20,10
	S2	11,75	7,42	0	20,00
	S3	5,52	8,52	0	24,90
Nickel	S1	26,88	9,85	14,70	41,20
	S2	3,24	5,94	0	14,80
	S3	7,52	11,82	0	34,50
Zinc	S1	40,05	6,35	33,20	50,89
	S2	20,66	18,66	0	54,93
	S3	6,97	11,93	0	39,80

Tableau X: Analyse de variance des teneurs métalliques dans les eaux de surface des différentes stations.

- Analyse de variance pour le cadmium, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	6389,26	6389,26	48,45	0,000
Erreur	24	287,73	287,73		
Total	35	6676,99			

$$S = 3,46246 \quad R \text{ de détermination} = 95,69\% \quad R^2 \text{ ajusté} = 93,72\%$$

- Analyse de variance pour le plomb, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	2390,56	2390,56	85,57	0,000
Erreur	24	60,95	60,95		
Total	35	2451,51			

$$S = 1,59363 \quad R \text{ de détermination} = 97,51\% \quad R^2 \text{ ajusté} = 96,37\%$$

- Analyse de variance pour le mercure, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	163,19	163,19	26,94	0,000
Erreur	24	13,22	13,22		
Total	35	176,41			

$$S = 0,234651 \quad R \text{ de détermination} = 92,51\% \quad R^2 \text{ ajusté} = 89,08\%$$

- Analyse de variance pour le manganèse, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	7585,32	7585,32	51,22	0,000
Erreur	24	323,09	323,09		
Total	35	7908,41			

$$S = 3,66909 \quad R \text{ de détermination} = 95,91\% \quad R^2 \text{ ajusté} = 94,0$$

- Analyse de variance pour le fer, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	10374,73	10374,73	56,33	0,000
Erreur	24	401,83	401,83		
Total	35	10776,56			

$$S = 4,09183 \quad R \text{ de détermination} = 96,27\% \quad R^2 \text{ ajusté} = 94,56\%$$

- Analyse de variance pour le cuivre, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	2258,35	2258,35	28,85	0,000
Erreur	24	170,81	170,81		
Total	35	2429,17			

$$S = 2,66781 \quad R \text{ de détermination} = 92,97\% \quad R^2 \text{ ajusté} = 89,75\%$$

- Analyse de variance pour le nickel, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	5261,22	5261,22	34,03	0,000
Erreur	24	337,34	337,34		
Total	35	5598,56			

$$S = 3,74911 \quad R \text{ de détermination} = 93,97\% \quad R^2 \text{ ajusté} = 91,21\%$$

- Analyse de variance pour le zinc, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Stations	11	11040,2	11040,2	42,10	0,000
Erreur	24	572,2	572,2		
Total	35	11612,3			

S = 4,88263 R de détermination = 95,07% R² ajusté = 92,81%

Tableau XI: Analyse de variance des teneurs métalliques dans les eaux de surface des différents secteurs.

- Analyse de variance pour le cadmium, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	1717,1	1717,1	5,71	0,007
Erreur	33	4959,9	4959,9		
Total	35	6677,0			

S = 12,2597 R de détermination = 25,72% R² ajusté = 21,21%

- Analyse de variance pour le plomb, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	243,90	243,90	1,82	0,177
Erreur	33	2207,61	2207,61		
Total	35	2451,51			

S = 8,17907 R de détermination = 9,95% R² ajusté = 4,49%

- Analyse de variance pour le mercure, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	11,9448	11,9448	34,60	0,000
Erreur	33	5,6958	5,6958		
Total	35	17,6406			

S = 0,415451 R de détermination = 67,71% R² ajusté = 65,76%

- Analyse de variance pour le manganèse, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	2862,9	2862,9	9,36	0,001
Erreur	33	5045,5	5045,5		
Total	35	7908,4			

S = 12,3650 R de détermination = 36,20% R² ajusté = 32,33%

- Analyse de variance pour le fer, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	1706,2	1706,2	3,10	0,058
Erreur	33	9070,4	9070,4		
Total	35	10776,6			

S = 16,5789 R de détermination= 15,83% R² ajusté= 10,73%

- Analyse de variance pour le cuivre, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	515,24	515,24	4,44	0,020
Erreur	33	1913,93	1913,93		
Total	35	2429,17			

S = 7,61563 R de détermination= 21,21% R² ajusté= 16,44%

- Analyse de variance pour le nickel, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	2352,4	2352,4	11,96	0,000
Erreur	33	3246,2	3246,2		
Total	35	5598,6			

S = 9,91816 R de détermination = 42,02% R² ajusté = 38,50%

- Analyse de variance pour le zinc, utilisant SS ajusté pour les tests.

Source	DDL	SC	CM	F	P
Secteurs	2	5161,1	5161,1	13,20	0,000
Erreur	33	6451,3	6451,3		
Total	35	11612,3			

S = 13,9819 R de détermination = 44,44% R² ajusté = 41,08%

Les corrélations reliant les différents paramètres physicochimiques et les concentrations métalliques.**Tableau XII:** Matrice de corrélation des 11 variables (8 concentrations métalliques et 3 facteurs physicochimiques).

	Cd	Pb	Hg	Mn	Fe	Cu	Ni	Zn	S‰	T°C	pH
Cd	1	0,807** 0,000	0,607** 0,000	0,915** 0,000	0,765** 0,000	0,721** 0,000	0,828** 0,000	0,866** 0,000	-0,405* 0,014	-0,458** 0,005	-0,533** 0,001
Pb	0,807** 0,000	1	0,336* 0,045	0,667** 0,000	0,636** 0,000	0,794** 0,000	0,548** 0,001	0,727** 0,000	-0,377* 0,023	-0,180 0,294	-0,336* 0,045
Hg	0,607** 0,000	0,336* 0,045	1	0,726** 0,000	0,646** 0,000	0,285 0,092	0,795** 0,000	,552** ,000	-0,252 ,139	-,391* ,018	-0,415* 0,012
Mn	0,915** 0,000	0,667** 0,000	0,726** 0,000	1	0,792** 0,000	0,634** 0,000	0,899** 0,000	0,884** 0,000	-0,370* 0,026	-,383* ,021	-0,548** 0,001
Fe	0,765** 0,000	0,636** 0,000	0,646** 0,000	0,792** 0,000	1	0,656** 0,000	0,878** 0,000	0,604** 0,000	-0,296 0,080	-0,153 0,374	-0,202 0,236
Cu	0,721** 0,000	0,794** 0,000	0,285 0,092	0,634** 0,000	0,656** 0,000	1	0,569** 0,000	0,762** 0,000	-0,460** 0,005	-0,073 0,674	-0,475** 0,003
Ni	0,828** 0,000	0,548** 0,001	0,795** 0,000	0,899** 0,000	0,878** 0,000	0,569** 0,000	1	0,685** 0,000	-0,334* 0,046	-0,240 0,159	-0,459** 0,005
Zn	0,866** 0,000	0,727** 0,000	0,552** 0,000	0,884** 0,000	0,604** 0,000	0,762** 0,000	0,685** 0,000	1	-0,441** 0,007	-0,461** 0,005	-0,663** 0,000
S‰	-0,405* 0,014	-0,377* 0,023	-0,252 0,139	-0,370* 0,026	-0,296 0,080	-0,460** 0,005	-0,334* 0,046	-0,441** 0,007	1	0,089 0,604	0,542** 0,001
T°C	-0,458** 0,005	-0,180 0,294	-0,391* 0,018	-0,383* 0,021	-0,153 0,374	-0,073 0,674	-,240 ,159	-0,461** 0,005	0,089 0,604	1	0,387* 0,020
pH	-0,533** 0,001	-0,336* ,045	-0,415* 0,012	-0,548** 0,001	-0,202 0,236	-,475** ,003	-,459** ,005	-0,663** 0,000	0,542** 0,001	0,387* 0,020	1

* Corrélation significative au seuil $\alpha=0,05$; ** Corrélation significative au seuil $\alpha= 0.01$ (test bilatéral); Valeurs significatives en gras (hors diagonale).

Tableau XIII: L'indice KMO et le test de Bartlett.

mesure d'adéquation d'échantillon de Kaiser-Meyer- Olkin.	0,586
Le test de sphéricité de Bartlett	147,838
Khi 2 rapprochement	
DDL	55
P	0,000

Tableau XIV: La variance totale expliquée: Méthode d'extraction: Analyse en Composantes Principales.

Component	Initial Eigenvalues			Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
1	6,992	63,566	63,566	6,992	63,566	63,566	4,726	42,963	42,963
2	1,301	11,826	75,391	1,301	11,826	75,391	2,480	22,545	65,508
3	1,094	9,945	85,336	1,094	9,945	85,336	2,181	19,828	85,336
4	0,776	7,057	92,393						
5	0,398	3,615	96,008						
6	0,218	1,984	97,992						
7	0,124	1,130	99,122						
8	0,081	0,733	99,854						
9	0,014	0,123	99,977						
10	0,002	0,023	100,000						
11	8,421E-6	7,655E-5	100,000						

Tableau XV: Concentrations des HCT dans les 12 stations du golfe de Skikda.

Stations	HCT ppm
S1 st.1	2,49±1,02
S1 st.2	2,04±0,88
S2 st.1	1,99±0,44
S2 st.2	1,99±0,71
S2 st.3	2,27±0,97
S2 st.4	0,23±0,10
S3 st.1	3,41±0,97
S3 st.2	1,40±0,58
S3 st.3	0,48±0,10
S3 st.4	0,17±0,06
S3 st.5	0,92±0,74
S3 st.6	1,11±0,82

Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g}$) chez les patelles issues du littoral de Skikda

Tableau XVI: Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g}$) in toto chez les patelles du golfe de Skikda.

Variable	Moyenne	Erreur standard	Dévi. Std.	Minimum	Médiane	Maximum
Cadmium	15,88	2,41	14,48	0,01	13,66	47,01
Plomb	15,36	2,12	12,72	0,01	17,65	41,16
Cuivre	16,37	1,72	10,34	2,46	20,86	33,37
Zinc	127,15	8,49	50,97	46,03	144,49	208,38
Nickel	26,47	3,20	19,18	1,47	29,67	57,24

Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g}$) chez les patelles des différentes stations

Tableau XVII: Teneurs moyennes en métaux ($\mu\text{g/g}$) dans les tissus entiers de *Patella rustica* aux différentes stations.

Variable	Stations	Moyenne	Erreur standard	Dévi. Std.	Minimum	Médiane	Maximum
Cadmium	S1 st.1	33,05	2,19	7,57	25,93	31,97	47,01
	S2 st.1	14,56	0,99	3,44	9,55	13,66	20,73
	S3 st.6	0,03	0,00	0,01	0,01	0,03	0,04
Plomb	S1 st.1	24,93	1,96	6,79	17,49	23,00	41,16
	S2 st.1	21,12	2,52	8,73	8,36	18,95	35,17
	S3 st.6	0,03	0,00	0,02	0,01	0,03	0,07
Cuivre	S1 st.1	20,44	1,15	3,99	14,07	22,68	24,79
	S2 st.1	25,68	1,14	3,95	20,51	25,33	33,37
	S3 st.6	2,98	0,11	0,40	2,46	3,04	3,76
Zinc	S1 st.1	152,86	8,22	28,48	109,10	149,61	193,48
	S2 st.1	164,08	8,31	28,79	108,87	162,11	208,38
	S3 st.6	64,51	3,37	11,67	46,03	64,14	83,84
Nickel	S1 st.1	40,87	2,75	9,54	28,49	38,60	57,24
	S2 st.1	36,50	2,78	9,62	26,20	35,41	56,09
	S3 st.6	2,03	0,14	0,49	1,47	2,06	2,70

Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g}$) chez les patelles aux différentes saisons.

Tableau XVIII: Moyennes saisonnières des métaux ($\mu\text{g/ g. p.s.}$) chez *P. rustica*.

Variable	Saisons	Moyenne	Erreur standard	Dévi. Std.	Minimum	Médiane	Maximum
Cadmium	Automne	14,79	4,63	13,90	0,0110	13,56	37,01
	Hiver	17,80	5,84	17,53	0,0210	12,99	47,01
	Printemps	15,80	4,94	14,82	0,0180	16,91	43,01
	Eté	15,13	4,61	13,82	0,0160	14,08	34,93
Plomb	Automne	15,84	4,29	12,86	0,0100	19,82	33,15
	Hiver	13,02	3,84	11,53	0,0160	12,47	28,60
	Printemps	11,91	3,06	9,19	0,0340	17,44	22,43
	Eté	20,67	5,51	16,54	0,0280	24,79	41,16
Cuivre	Automne	16,02	3,35	10,06	2,59	21,21	25,03
	Hiver	18,33	3,93	11,80	3,04	23,43	33,37
	Printemps	16,06	3,37	10,11	2,46	20,51	27,22
	Eté	15,06	3,63	10,88	2,79	14,09	32,44
Zinc	Automne	114,2	14,7	44,0	46,0	130,8	153,5
	Hiver	118,5	12,2	36,5	69,6	109,1	167,3
	Printemps	143,1	19,4	58,2	56,3	167,9	192,2
	Eté	132,8	21,4	64,1	53,0	151,0	208,4
Nickel	Automne	28,24	7,05	21,14	1,62	33,54	56,09
	Hiver	28,20	7,46	22,39	1,55	27,65	57,24
	Printemps	25,32	6,22	18,67	1,47	30,36	49,09
	Eté	24,09	5,76	17,28	1,47	28,49	45,64

Tableau XIX : Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g. p.s.}$) chez les patelles prélevées en automne.

Variable	Stations	Moyenne	Erreur standard	Dévi. Std.	Minimum	Médiane	Maximum
Cadmium	S1 st.1	31,30	3,19	5,53	25,97	30,93	37,01
	S2 st.1	13,048	0,619	1,073	11,816	13,556	13,773
	S3 st.6	0,019	0,00416	0,00721	0,011	0,021	0,025
Plomb	S1 st.1	23,45	2,29	3,96	19,82	22,84	27,68
	S2 st.1	24,05	5,24	9,08	14,99	24,00	33,15
	S3 st.6	0,015	0,00353	0,006	0,01	0,014	0,022
Cuivre	S1 st.1	21,91	1,91	3,31	18,29	22,64	24,79
	S2 st.1	23,27	1,11	1,93	21,21	23,58	25,03
	S3 st.6	2,88	0,285	0,494	2,59	2,6	3,45
Zinc	S1 st.1	141,06	7,49	12,98	126,34	145,98	150,86
	S2 st.1	144,24	6,86	11,88	130,83	148,43	153,46
	S3 st.6	57,2	6,41	11,1	46,03	57,33	68,23
Nickel	S1 st.1	38,83	2,66	4,6	33,54	41,05	41,91
	S2 st.1	43,75	8,5	14,73	27,44	47,71	56,09
	S3 st.6	2,155	0,312	0,54	1,62	2,145	2,7

Tableau XX : Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g}$) chez les patelles prélevées en été.

Variable	Stations	Mean	SE Mean	St. Dev	Minimum	Median	Maximum
Cadmium	S1 st.1	31,30	2,72	4,72	25,97	33,01	34,93
	S2 st.1	14,05	1,36	2,35	11,69	14,08	16,38
	S3 st.6	0,02567	0,00578	0,01002	0,016	0,025	0,036
Plomb	S1 st.1	31,38	6,00	10,39	20,48	32,51	41,16
	S2 st.1	30,60	3,06	5,30	24,79	31,85	35,17
	S3 st.6	0,03533	0,00406	0,00702	0,028	0,036	0,042
Cuivre	S1 st.1	14,693	0,613	1,062	14,07	14,09	15,92
	S2 st.1	27,51	2,63	4,56	23,44	26,66	32,44
	S3 st.6	2,98	0,0971	0,1682	2,79	3,04	3,11
Zinc	S1 st.1	156,8	23,3	40,4	113,5	163,4	193,5
	S2 st.1	185,6	17,6	30,5	151,0	197,5	208,4
	S3 st.6	56,11	2,08	3,61	52,95	55,33	60,04
Nickel	S1 st.1	32,59	2,23	3,86	28,49	33,15	36,14
	S2 st.1	37,54	5,05	8,74	28,27	38,71	45,64
	S3 st.6	2,145	0,352	0,609	1,470	2,310	2,655

Tableau XXI : Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g}$) chez les patelles prélevées en hiver.

Variable	Stations	Mean	SE Mean	St. Dev	Minimum	Median	Maximum
Cadmium	S1 st.1	37,97	6,25	10,83	25,97	40,93	47,01
	S2 st.1	15,41	2,53	4,38	12,77	12,99	20,47
	S3 st.6	0,031	0,00577	0,01	0,021	0,031	0,041
Plomb	S1 st.1	25,67	1,59	2,75	23,15	25,24	28,60
	S2 st.1	13,38	3,19	5,53	8,36	12,47	19,31
	S3 st.6	0,02467	0,00521	0,00902	0,016	0,024	0,034
Cuivre	S1 st.1	23,503	0,475	0,822	22,720	23,430	24,360
	S2 st.1	28,37	2,50	4,34	25,63	26,10	33,37
	S3 st.6	3,13	0,0709	0,1229	3,04	3,08	3,27
Zinc	S1 st.1	133,5	12,3	21,3	109,1	143,0	148,4
	S2 st.1	144,4	18,0	31,2	108,9	156,9	167,3
	S3 st.6	77,64	4,21	7,28	69,62	79,47	83,84
Nickel	S1 st.1	53,51	2,23	3,87	49,51	53,79	57,24
	S2 st.1	28,93	2,04	3,54	26,20	27,65	32,92
	S3 st.6	2,170	0,314	0,544	1,545	2,430	2,535

Tableau XXII: Concentrations en métaux ($\mu\text{g/g}$) chez les patelles prélevées au printemps.

Variable	Stations	Mean	SE Mean	St. Dev	Minimum	Median	Maximum
Cadmium	S1 st.1	31,64	5,69	9,85	25,93	25,97	43,01
	S2 st.1	15,73	3,28	5,68	9,55	16,91	20,73
	S3 st.6	0,026	0,00404	0,007	0,018	0,029	0,031
Plomb	S1 st.1	19,24	1,60	2,77	17,49	17,80	22,43
	S2 st.1	16,43	1,62	2,81	13,26	17,44	18,59
	S3 st.6	0,05267	0,00996	0,01724	0,034	0,056	0,068
Cuivre	S1 st.1	21,66	1,40	2,43	18,86	22,95	23,17
	S2 st.1	23,58	1,96	3,39	20,51	23,02	27,22
	S3 st.6	2,929	0,417	0,722	2,457	2,570	3,760
Zinc	S1 st.1	180,12	9,92	17,19	160,33	188,78	191,26
	S2 st.1	182,11	7,32	12,67	167,88	186,28	192,18
	S3 st.6	67,09	5,90	10,21	56,32	68,30	76,64
Nickel	S1 st.1	38,53	5,54	9,59	30,36	36,14	49,09
	S2 st.1	35,78	3,48	6,02	28,99	37,89	40,47
	S3 st.6	1,660	0,154	0,267	1,470	1,545	1,965

Tableau XXIII: Analyse de variance à deux facteurs contrôlés (Stations et Saisons) pour chaque métal chez *P. rustica* de la baie de Skikda. (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

- Analyse de variance à deux facteurs contrôlés (Stations et Saisons) pour cadmium chez *P. rustica*.

Source	DL	SC	CM	F	P
Stations	2	6576,4	6576,4	138,52	0,000
Saisons	3	49,2	49,2	0,69	0,565
Erreur	30	712,2	712,2		
Total	35	7337,8			

S = 4,87224 R de détermination = 90,29% R² ajusté = 88,68%

- Analyse de variance à deux facteurs contrôlés (Stations et Saisons) pour Plomb chez *P. rustica*.

Source	DL	SC	CM	F	P
Stations	2	4316,83	4316,83	69,29	0,000
Saisons	3	412,53	412,53	4,41	0,011
Erreur	30	934,58	934,58		
Total	35	5663,93			

S = 5,58145 R de détermination = 83,50% R² ajusté = 80,75%

- Analyse de variance à deux facteurs contrôlés (Stations et Saisons) pour cuivre chez *P. rustica*.

Source	DL	SC	CM	F	P
Stations	2	3391,65	3391,65	171,27	0,000
Saisons	3	52,08	52,08	4,505	0,017
Erreur	30	297,04	297,04		
Total	35	3740,77			

S = 3,14664 R de détermination = 92,06% R² ajusté = 90,74%

- Analyse de variance à deux facteurs contrôlés (Stations et Saisons) pour Zinc chez *P. rustica*.

Source	DL	SC	CM	F	P
Source	2	71388	71388	72,54	0,000
Stations	3	4774	4774	3,23	0,036
Saisons	30	14761	14761		
Erreur	35	90923			

S = 22,1819 R de détermination = 83,77% R² ajusté = 81,06%

- Analyse de variance à deux facteurs contrôlés (Stations et Saisons) pour nickel chez *P. rustica*.

	DL	SC	CM	F	P
Source	2	10860,4	10860,4	85,59	0,000
Stations	3	118,0	118,0	0,62	0,608
Saisons	30	1903,3	1903,3		
Erreur	35	12881,7			

S = 7,96520 R de détermination = 85,22% R² ajusté = 82,76%

Annexe 4. Iconographie



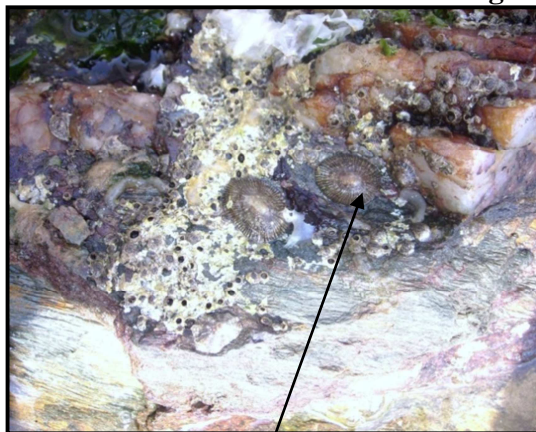
Plage l'Ilot.



Plage Saf saf.



Plage des Chevaux



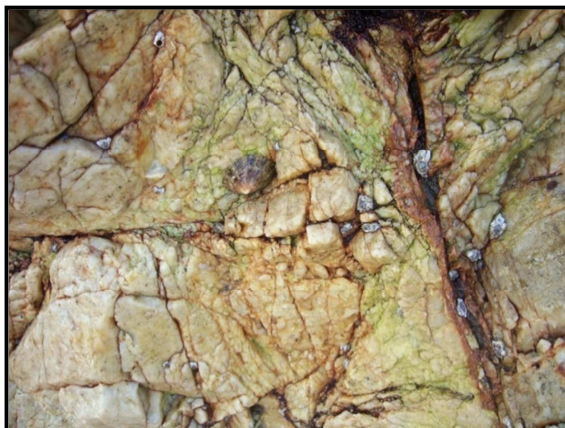
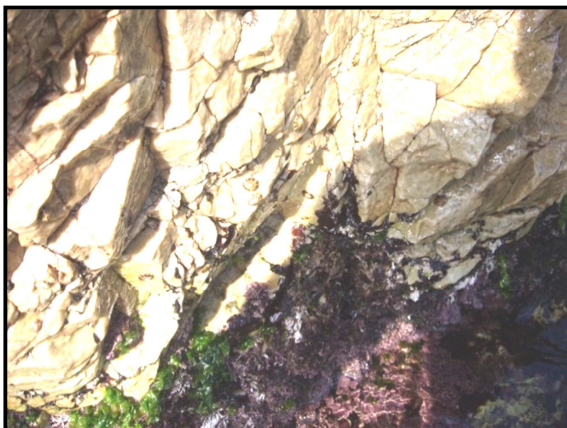
Siphonaria pectinata



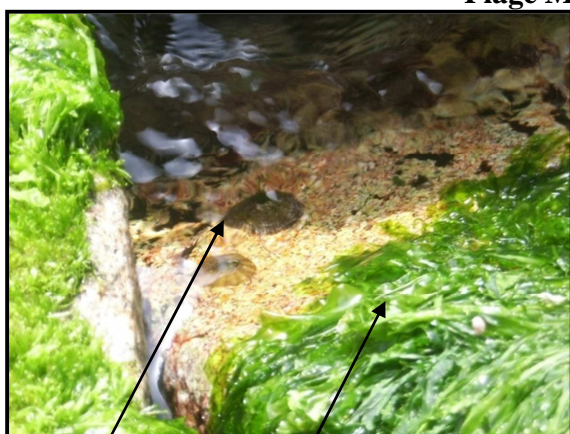
Patella caerulea

Ulva lactuca

Plage Château vert



Plage Marquette



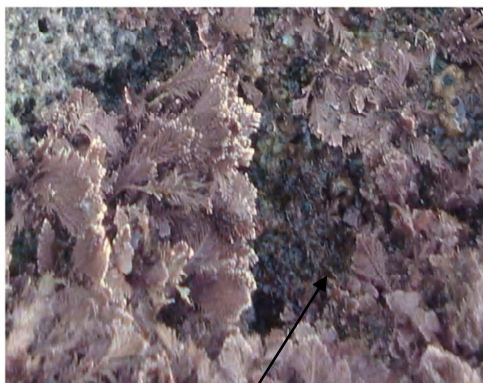
Patella aspera

Ulva lactuca



Enteromorpha linza

Plage Mollo

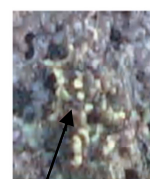


1. *Jania longifurca*



2. *Cyanophyceae.*

3. *Polysiphonia*



4. *Halimeda tuna*

Station Ravin des lions S3 st.6

Annexes 5. Réglementations.

1. Réglementations Algériennes.

La loi 03: 10 relative a la protection de l'environnement et du développement durable.

La loi 04: 20 sur les risques majeurs

Décret 85-231 relatif à l'organisation des interventions et des secours en cas de catastrophes

Décret 85-232 relatif à la prévention des risques et des catastrophes.

Décret 94-279 relatif à l'organisation de la lutte contre la pollution marine et institutions des plans d'urgence (Plan national d'urgence dénommé Tel Bahr national).

Le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (**MATE**), a mis en place en 2002 un nouveau dispositif juridique et institutionnel, la loi **Littoral**, cadre d'action de la politique nationale de protection du littoral. Cette loi stipule notamment qu'il est désormais interdit de porter atteinte à l'état naturel du littoral, que l'utilisation du littoral doit préserver les espaces terrestres et marins remarquables et que les communes littorales doivent désormais être couvertes par un Plan d'Aménagement Côtier. La loi Littoral a conduit à la création en 2004, du Commissariat National du Littoral (**CNL**) qui est un outil essentiel à la mise en place de cette loi.

Au sujet des normes algériennes sur les hydrocarbures et les métaux lourds, il existe le décret exécutif **n°93-160 du juillet 1993 (J.O n°46 du 14 juillet 1993)**. Il y a aussi le décret exécutif **n°06-141 du 19 avril 2006** qui définit les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels au niveau des anciennes installations.

2. Conventions internationales.

Concernant les conventions internationales ratifiées à ce jour par l'Algérie, nous citerons:

- 1. Marpol 73-78.**
- 2. Bruxelles 69.**
- 3. Solas 74.**
- 4. Barcelone 76 (Algérie signataire) (modifiée en 1995).**
- 5. Omi (1999)**
- 6. Accord sous régional (Algérie, Maroc, Tunisie) (2005).**
- 7. Convention sur le Droit de la Mer (1982).**

8. **Convention OPRC (1990).**
9. **Protocole: *Prévention et situation critique*, (2002);**
10. **PNUE-PAM.**
11. **GFCM.**
12. **Dialogue 5 + 5.**
13. **Programme COPEMED.**

Le Protocole tellurique révisé en 1996, a pour objectif de prévenir, réduire, combattre et éliminer la pollution de la zone méditerranéenne due à des activités menées à terre (élimination progressive des apports en substances toxiques, persistantes et susceptibles de bioaccumulation) (**MEDPOL/MEDPAS, 2005**).

Pour la mer Méditerranée, l'Algérie a ratifié quelques conventions telles que la convention internationale Marpol **73/78** (marine pollution). Le décret (**n° 88/108 du 31 Mai 1988**) recommande à ses membres le respect d'une concentration limite en hydrocarbures ne dépassant pas 15 ppm et également sont aussi réglementés: La pollution par les autres substances nuisibles et la pollution d'origine tellurique. Ainsi l'état algérien a mis en œuvre des objectifs pour la protection de l'environnement des effluents liquides industriels (**décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993**); le déversement des huiles et des lubrifiants dans le milieu naturel et fixant les modalités de récupération et de traitement des huiles usagers (**décrets exécutifs n° 93-160 et 93-162 du 10 juillet 1993**). Une réglementation portant sur l'institution d'un inventaire du degré de pollution des eaux superficielles (**décret exécutif n° 93-163 du 10 juillet 1993**).