**République Algérienne Démocratique et Populaire**
**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique**
**Université Larbi Ben M'Hidi - Oum El Bouaghi**
**Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature**
**Département des Sciences de la Nature et de la Vie**

# THESE

**Présentée en vue de l'obtention du diplôme**

**Doctorat Troisième Cycle LMD en Sciences de la Nature**

**Option : Biodiversité et conservation**

# THEME

## Biodiversité des macroinvertébrés benthiques et évaluation multiparamétrique de la qualité des cours d'eau dans la réserve de biosphère du Belezma (région aride du Nord Est Algérien).

**Présentée par : M^lle BENZINA Imène**

**Devant le jury :**

Président : **Mr Djemoi MERZOUG,** Professeur à l'Université Larbi Ben M'Hidi, Oum El-Bouaghi
Rapporteur : **Mr Abdelkrim SI BACHIR,** Professeur à l'Université Mostefa Ben Boulaid Batna 2
Co-directeur de thèse :
**Mr Menouar SAHEB,** Professeur à l'Université Larbi Ben M'Hidi, Oum El-Bouaghi
Co-directeur de thèse (étranger) :
**Mr Régis CEREGHINO,** Professeur à l'Université Paul Sabatier 3, Toulouse -France
Examinateurs :
**Mr Mouloud BOULEKHSSAIM,** Professeur à l'Université Larbi Ben M'Hidi, Oum El-Bouaghi
**Mr Smail CHAFAA,** Maître de conférences ''A'' à l'Université Mostefa Ben Boulaid Batna 2

**Année universitaire :** 2018 - 2019

# *Remerciements et dédicaces*

Je tiens à remercier les nombreuses personnes qui ont contribué à la réalisation de cette thèse, car c'est avant tout le fruit d'un travail collectif. Qu'elles trouvent ici l'expression de mes plus sincères remerciements et ma profonde gratitude pour leur aide, leurs conseils judicieux et leur disponibilité, Je cite en particulier :

- Le Dr. Merzoug Djemoi, Professeur à l'université Larbi Ben M'Hidi d'Oum El Bouaghi, d'avoir accepté de présider le jury de soutenance et le remercie vivement de m'avoir honoré par sa présence au jury.
- Le Dr. Abdelkrim Si Bachir, Professer à l'université Batna 2, directeur de thèse, celui qui représente pour moi la raison pour laquelle j'ai acquis cette passion pour mon travail de recherche. Je le remercie de m'avoir formé, m'avoir aidé à faire confiance en moi et dirigé avec rigueur et passion ce travail, en étant toujours disponible, patient et encourageant. Merci pour son aide et précieux conseils et pour ses grandes valeurs humaines en espérant garder cette complicité professionnelle et scientifique.
- Le Dr. Menouar Saheb, Professeur à l'université Larbi Ben M'Hidi d'Oum El Bouaghi, pour sa disponibilité, son aide, ses encouragements et sa précieuse collaboration. C'est grâce à sa codirection que toutes mes démarches scientifiques et administratives ont étés facilitées et ont abouti.
- Le Dr. Régis Céréghino, Professeur et Directeur du laboratoire EcoLab (Toulouse, France) d'avoir accepté de codiriger cette thèse et de bien vouloir m'accueillir au sein de son laboratoire. Je le remercie vivement pour sa disponibilité, ses conseils judicieux ainsi que pour son aide inestimable et ses orientations lors de l'analyse de mes données, la finalisation de mes articles ainsi que la rédaction de ma thèse.
- Le Dr, Mouloud Boulekhssaim, Professeur à l'université Larbi Ben M'Hidi d'Oum El-Bouaghi, de m'avoir fait honneur d'accepter l'évaluation de mon travail de thèse.
- Le Dr. Smail Chafaa, maître de conférences et Doyen de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie (Université Batna 2), de faire partie de ce jury ainsi que pour ses louables encouragements et sa disponibilité pour juger mon travail malgré ses inombrables préoccupations.

Je remercie vivement Mr. Said Abderrahmani, Directeur du Parc National de Belezma, de m'avoir accueilli au sein du parc, d'avoir mis à ma disposition de la documentation et m'a

facilité les déplacements sur le territoire du parc. Ma gratitude va également à Mr. Karim Gaagai, chef du secteur de Hamla (Parc National de Belezma), d'avoir été toujours disponible à nous conduire sur le terrain et accompagner lors de nos sorties, où parfois l'accès est particulièrement très difficile. Je le remercie d'avantage pour sa gentillesse et tout le temps qu'il nous a accordé.

Je remercie également Mr. Cherif Ghazi, Maître assistant à l'université de Ghardaia, pour son aide et sa disponibilité, notamment lors des sorties de terrains et l'analyse statistique de certaines données.

J'exprime ma profonde reconnaissance à Mr. Faycal Ghougali, docteur de l'université de Tlemcen et Mme Amina Laabed, Maître assistante à l'université de Laghouat pour leur aide inestimable, notamment lors des sorties de terrain.

Je remercie vivement le Dr. Frédéric Santoul, Maître de conférences au laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle (EcoLab, Université Paul Sabatier de Toulouse, France), pour sa disponibilité, son chaleureux accueil, sa gentillesse inestimable et son aide précieuse ayant permis la finalisation de cette thèse.

Mes remerciements vont également aux responsables et personnel du laboratoire d'analyse de l'ADE (Laboratoires de l'Algérienne des eaux de Batna) pour m'avoir permis de réaliser les analyses physicochimiques de l'eau et de m'imprégner aux méthodes et techniques d'analyse de l'eau.

Je tiens à remercier infiniment Mr. Frédéric Azemar, Ingénieur de laboratoire (EcoLab, Toulouse) pour les magnifiques photos des macroinvertébrés aquatiques prises avec soin et art.

Je ne saurais oublier de remercier vivement Mesdames Leila Bechah et Fouzia Benaouf pour m'avoir assuré les conditions idéales pour mes expérimentations de laboratoire.

A toutes les personnes qui ont contribuées de près ou de loin à la réalisation de cette thèse, j'exprime ma profonde gratitude et reconnaissance.

Une immense pensée pour mes copines Lyna, Noussa et Imène de m'avoir apporté constamment la joie et la bonne humeur surtout dans les moments les plus difficiles.

Le meilleur est pour la fin, mes remerciements les plus affectueux vont vers ma famille et plus particulièrement mes parents pour leur soutien, leur dévouement et encouragements depuis le début de mes études, je vous aime et vous dédie cette réussite qui est aussi la vôtre.

Imène

# Table des matières

Acronymes utilisés……..…….
Listes des tableaux et figures……
Introduction générale…… 1
**Chapitre 1. Matériel et méthodes**…….. 5
1. Caractérisation générale du cadre d'étude (Parc National de Belezma) …….. 5
1.1. Localisation et aspect juridique……. 5
1.2. Géologie ……... 6
1.3. Climat…… 6
1.4. Hydrologie……. 7
1.5. Biodiversité du Parc National de Belezma…….…….... 9
1.6. Occupation du sol et pression anthropique……... 10
1.7. Classes de protection et zoning du PNB……... 11
2. Choix et caractérisation générale des cours d'eau étudiés……..... 12
3. Choix et méthodes de caractérisation des stations d'étude…… 14
3.1. Méthode de localisation géographique ……..... 14
3.2. Méthode d'évaluation de l'occupation du sol et de l'hydrologie…….. 16
4. Méthodes d'analyses physicochimiques de l'eau…….. 18
4.1. Paramètres mesurés *in situ* et collecte d'échantillons d'eau…….. 18
4.2. Paramètres mesurés *ex situ* (au laboratoire) …….. 18
5. Caractérisation des habitats des macroinvertébrés benthiques……... 20
6. Echantillonnage des macroinvertébrés benthiques et conservation des spécimens collectés…… 22
7. Tri, identification et dénombrement des macroinvertébrés benthiques……..... 23
8. Traitement des données …… 23
8.1. Méthodes de caractérisation des traits de vie des macroinvertébrés benthiques ……... 23
8.2. Méthode d'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau étudiés (calcul de l'Indice Biologique Global Normalisé : IBGN) ….....……..… …… 27
8.3. Méthodes de calcul des paramètres de structure et d'organisation des peuplements des macroinvertébrés benthiques…… 28
8.4. Méthodes de calcul des paramètres et indices de diversité …….. 29
9. Analyses statistiques ……. 30
9.1. L'analyse Self-organizing Map algorithm (SOM) …… 30
9.2. La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) …….. 32
9.3. L'analyse RLQ (Analyse simultanée des traits fonctionnels, des variables environnementales et de la composition taxonomique)…….……... 32
**Chapitre 2. Conditions environnementales et qualité des cours d'eau du Parc National de Belezma**…… 34
1. Introduction……..... 34
2. Résultats……..... 36
2.1. Conditions environnementales générales des 5 oueds et des 36 stations étudiées ……..... 36
2.2. Caractérisation physicochimique de l'eau …… 38
2.3. Evaluation de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) ……. 43
2.4. Corrélations globales entre les paramètres environnementaux des cours d'eau ……... 43
2.5. Variation des paramètres environnementaux des cours d'eau en fonction de l'altitude…… 44

3. Discussions…… 46
3.1. Conditions environnementales générales …… 46
3.2. Qualité physicochimiques de l'eau……..…….... 47
3.3. Qualité hydrobiologique de l'eau ''IBGN'' ……..…….... 48
3.4. Corrélations globales entre les conditions environnementales des cours d'eau……..... 49
3.5. Variation des conditions environnementales des cours d'eau en fonction de l'altitude……. 50
4. Conclusion…… 50
**Chapitre 3. Structure et organisation des peuplements des macroinvertébrés benthiques du Parc National de Belezma** ……..…… 52
1. Introduction……..... 52
2. Résultats……..... 53
2.1. Liste taxonomique des macroinvertébrés benthiques……..... 53
2.2. Abondance et répartition des macroinvertébrés benthiques échantillonnées suivant les oueds du Parc National de Belezma……. 55
2.3. Diversité des peuplements des macroinvertébrés benthiques ……. 56
3. Discussions……... 61
3.1. Inventaire des macroinvertébrés benthiques …… 61
3.2. Variation spatiotemporelle de l'abondance des macroinvertébrés benthiques ..…….…… 61
3.3. Variation spatiotemporelle des peuplements des macroinvertébrés benthiques…… 62
4. Conclusion…… 63
**Chapitre 4. Patrons de répartition des communautés des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau du Parc National** ……..…….. 65
1. Introduction……..... 65
2. Résultats……..... 67
2.1. Patrons de distribution des macroinvertébrés benthiques…….. 67
2.2. Espèces bioindicatrices de la qualité des cours d'eau ……... 70
3. Discussions……... 72
4. Conclusion……..... 73
**Chapitre 5. Diversité et structure des communautés des insectes benthiques en fonction du gradient d'altitude dans les cours d'eau du Parc National de Belezma**……... 75
1. Introduction……..... 75
2. Résultats……..... 77
2.1. Composition globale des communautés des insectes benthiques selon l'altitude ..... 77
2.2. Variation altitudinale de l'abondance et de la diversité des communautés d'insectes benthiques... 79
2.3. Classement des groupements des insectes benthiques suivant l'altitude……..… 80
3. Discussions……... 82
3.1. Composition des communautés des insectes benthiques selon l'altitude……..... 82
3.2. Variation altitudinale de la diversité et de l'abondance des communautés d'insectes benthiques……. 83
3.3. Classement des groupements des insectes benthiques suivant l'altitude……... 84
4. Conclusion.……... 85
**Chapitre 6. Traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau du Parc National de Belezma**…… 86
1. Introduction…….. 86
2. Résultats……..... 88

2.1. Associations entre les variables environnementales et les traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques ……..... 88
2.2. Taxons bioindicateurs classés suivant leurs traits de vie…….. 88
3. Discussion…… 91
4. Conclusion…… 93
Conclusion générale et perspectives…….…….... 94
Références bibliographiques ……..... 97
Annexes
Résumés

# Acronymes utilisés

**ADE :** Algérienne Des Eaux

**ANRH :** Agence National des Ressources Hydriques

**BV :** Bassin Versant

**CAH :** Classification Ascendante Hiérarchique

**ACC :** Analyse Canonique des Coordonnées

**CE :** Conductivité électrique

**$Cl^-$ :** Chlorures

**GPS :** Global Positioning System

**IBGN :** Indice Biologique Global Normalisé

**MAB:** Man and Biosphere

**$NH_4^+$:** Ammonium

**$NO_2^-$ :** Nitrites

**$NO_3^-$ :** Nitrates

**NTU:** Nephrometric Turbidity Unit

**O. :** Oued

**$O_2$ :** Oxygène dissous

**PNB :** Parc National de Belezma

**RLQ** : Analyse simultanée des traits biologiques, des variables environnementales et de la composition taxonomique

**S :** Salinité

**SOM :** Self Organizing Maps

**$SO_4^{2-}$ :** Silfates

**TAC:** Titre Alcalimétrique Complet

**TDS :** Total des Solides Dissous

# Liste des tableaux


| Titres | Pages |
|---|---|
| **Tableau 1.** Données climatiques des 11 dernières années de la région de Batna (nord est algérien). (T : température, TM : température maximale, Tm : température minimale, PP : précipitations, RA : Nombre de jours avec pluie). | 7 |
| **Tableau 2.** Occupation des sols dans le parc national de Belezma (Batna, Nord-Est algérien). | 10 |
| **Tableau 3**. Données géographique des stations d'échantillonnage dans les cinq cours d'eau étudiés dans le Parc National de Belezma. | 15 |
| **Tableau 4**. Vélocité de l'eau et occupation du sol dans les stations d'échantillonnage dans les cinq cours d'eau étudiés dans le Parc National de Belezma (1= très lente, 2= lente, 3= moyenne, 4= rapide). | 17 |
| **Tableau 5.** Caractérisation des habitats des macroinvertébrés benthiques dans les cinq cours d'eau du parc national de Belezma (Nord-Est algérien). | 21 |
| **Tableau 6.** Traits de vie des macroinvertébrés benthiques pris en considération lors de la présente étude (selon Tachet et al. 2010). | 22 |
| **Tableau 7.** Grille d'appréciation de la qualité de l'eau (AFNOR, 1992). | 28 |
| **Tableau 8.** Conditions environnementales des 8 stations étudiées de l'Oued Hamla | 36 |
| **Tableau 9.** Conditions environnementales des 8 stations étudiées de l'Oued Chaaba | 36 |
| **Tableau 10.** Conditions environnementales des 8 stations étudiées de l'Oued Bouilef | 37 |
| **Tableau 11.** Conditions environnementales des 7 stations étudiées de l'Oued El Ma | 37 |
| **Tableau 12.** Conditions environnementales des 5 stations étudiées de l'Oued Rhawet. | 38 |
| **Tableau 13.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'Oued Hamla. | 38 |
| **Tableau 14.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'oued Chaaba | 39 |
| **Tableau 15.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'oued Bouilef | 40 |
| **Tableau 16.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'oued El Ma | 40 |
| **Tableau 17.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 5 stations étudiées de l'Oued Rhawet | 41 |
| **Tableau 18.** Grille d'appréciation de la qualité hydrobiologique de l'eau des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma | 43 |

| | |
|---|---|
| **Tableau 19.** Localisation des 4 zones altitudinales et paramètres environnementaux des 28 sites échantillonnés dans les cours d'eau du Parc National de Belezma (Algérie). | 45 |
| **Tableau 20**. Variation des paramètres environnementaux des stations échantillonnées en fonction de l'altitude dans le Parc National de Belezma (Algérie). | 46 |
| **Tableau 21.** Liste systématique des espèces de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est algérien). | 53 |
| **Tableau 22.** Tableau récapitulant les résultats de l'analyse par les SOM dans les 4 oueds étudiés. | 71 |
| **Tableau 23.** Distribution suivant le gradient altitudinal des taxons d'insectes benthiques dans les cours d'eau du parc national Belezma. | 75 |
| **Tableau 24.** Abondance, richesse totale (S) et indice de diversité de Shannon (H') des communautés d'insectes benthiques et matrice de l'indice de similitude de Sorensen (s en %) selon quatre zones altitudinales (ZA) du parc national de Belezma (Algérie). | 79 |
| **Tableau 25.** Variation de l'abondance et de la diversité des insectes benthiques dans les cours d'eau du parc national de Belezma (Algérie), en fonction de l'altitude et des paramètres environnementaux. | 78 |
| **Tableau 26.** Distribution des principaux taxons des communautés d'insectes benthiques selon les quatre zones altitudinales étudiées dans le Parc National de Belezma (récapitulatif de la CAH, Figure 21). | 82 |

# Liste des figures


| Titres | Pages |
|---|---|
| **Figure 1.** Localisation et découpage en secteur du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est Algérie) (PNB, 2015) | 5 |
| **Figure 2.** Carte géologique du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est algérien) (PNB, 2015) | 6 |
| **Figure 3.** Limites des 3 bassins versants (BV) traversant le PNB (N° 05 : Chott El Hodna ; N° 06 : Chott Melghir ; N° 07 : les hauts plateaux Constantinois) | 8 |
| **Figure 4.** Carte des principales unités écologiques décrites dans le parc national de Belezma (Batna, Nord-Est algérien) (PNB, 2015). | 9 |
| **Figure 5.** Carte représentant les villages implantés dans la partie périphérique du PNB (Batna, Nord-Est algérien) (Carte réalisée par Boukaba R). | 11 |
| **Figure 6.** Carte de zonage du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est algérien) (PNB, 2015). | 12 |
| **Figure. 7.** Réseau hydrographique général de la zone prospectée avec localisation des cinq oueds et des 36 stations étudiées dans le Parc National de Belezma (Algérie) ; Carte réalisée par Arar A. | 13 |
| **Figure 8.** Vue générale des cinq oueds étudiés dans le Parc National de Belezma réserve de la biosphère (photos personnelles ; juin 2017). | 14 |
| **Figure 9**. Filet Surber utilisé lors de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques. | 22 |
| **Figure 10.** Les trois matrices utilisées dans l'analyse multivariée des données de la communauté des macroinvertébrés benthiques : matrice des variables environnementales (R), la composition des espèces (L) et traits fonctionnels des espèces (Q). | 33 |
| **Figure 11.** Valeurs moyennes des paramètres physicochimiques de l'eau des 5 cours d'eau étudiés dans le Parc National de Belezma. | 42 |
| **Figure 12.** Les deux premiers axes de l'analyse RLQ à partir de la matrice de données combinant les variables environnementales des sites échantillonnés : (A) distribution des 36 stations selon les 2 axes ; (B) distribution des 5 oueds étudiés ; (C) variables environnementales ; (D) corrélations entre les variables environnementales. | 44 |

| | |
|---|---|
| **Figure 13.** Nombre et répartition des ordres, familles et genres des macroinvertébrés benthiques suivant les 9 classes | 56 |
| **Figure 14.** Paramètres de diversité calculés pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques pour chacun des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma. | 57 |
| **Figure 15.** Paramètres de diversité calculés pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques suivant les 3 années d'échantillonnage des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma. | 58 |
| **Figure 16.** Paramètres de diversité calculés globalement pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques suivant l'occupation du sol autour des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma. | 59 |
| **Figure 17.** Paramètres de diversité calculés globalement pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques suivant les types d'habitat des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma. | 60 |
| **Figure 18.** Visualisation des paramètres physicochimiques de l'eau sur le SOM formé par les groupes de stations les plus corrélées des cours d'eau étudiés. La valeur moyenne de chaque variable a été calculée dans chaque neurone de sortie du SOM formé. (a) Analyse du gradient des 12 paramètres physicochimiques de l'eau sur le SOM formé, avec la visualisation à l'échelle d'ombrage (foncé = haute valeur, clair = faible valeur) ; (b) Distribution et regroupement des 11 stations échantillonnés sur la carte d'auto-organisation ''self-organizing map'' selon le gradient des paramètres physicochimiques de l'eau. | 68 |
| **Figure 19.** Visualisation des 7 paramètres de l'habitat global sur le SOM formé par les groupes de stations les plus corrélées des cours d'eau étudiés. La valeur moyenne de chaque variable a été calculée dans chaque neurone de sortie du SOM formé. (a) Analyse du gradient des 7 paramètres de l'habitat sur le SOM formé, avec la visualisation à l'échelle d'ombrage (foncé = haute valeur, clair = faible valeur) ; (b) Distribution et regroupement des 11 stations échantillonnés sur la carte d'auto-organisation ''Self-Organizing Map'' selon le gradient des paramètres de l'habitat. | 69 |
| **Figure 20.** Visualisation des 28 taxons recensés sur le SOM formé par les groupes de stations les plus représentatives (corrélées) des cours d'eau étudiés. La valeur moyenne de chaque variable a été calculée dans chaque neurone de sortie du | 70 |

SOM formé. (a) Analyse du gradient combiné (abondance/traits de vie) de chaque taxon de macro-invertébré recensé sur le SOM formé, avec la visualisation à l'échelle d'ombrage (foncé = haute valeur, clair = faible valeur) ; (b) Distribution et regroupement des 11 stations échantillonnés sur la carte d'auto-organisation ‘‘self-organizing map’’ selon le gradient des variables environnementales considérées.
* : le taxon d’exemple le plus représentatif parmi les 28 taxons (probabilité d’occurrence la plus haute).

**Figure 21.** Dendrogramme de classification hiérarchique basée sur les patrons de répartition des insectes benthiques suivant les quatre zones altitudinales (ZA1, ZA2, ZA3 et ZA4). 81

**Figure 22.** Résultats de l’analyse RLQ ayant permis la classification des macroinvertébrés benthiques des cours d’eau du Parc National de Belezma en fonction de leurs traits fonctionnels. 89

**Figure 23.** Distribution des taxons de macroinvertébrés benthiques sur les deux axes de l'analyse RLQ : **(a)** axe 1 avec 65% de variabilité environnementale et **(b)** axe 2 avec 12% de variabilité environnementale. 90

# Introduction générale

Les eaux courantes sont parmi les écosystèmes les plus complexes et dynamiques (Dynesius et Nelson, 1994), ils jouent un rôle dans la conservation de la biodiversité et le fonctionnement des organismes et représentent moins de 1% la surface de la planète (Gleick, 1996). En hydrobiologie, les premières analyses destinées à estimer la qualité des eaux continentales remontent au début du 20$^{éme}$ siècle avec la méthode de ‘’Saprobien system’’ (Kolkwitz et Marsson, 1909). A cette époque, les perceptions sur l'écologie des macroinvertébrés benthiques avaient autorisé de mettre en évidence certains groupes faunistiques sensibles à la pollution (Woodiwiss, 1964). A l'échelle mondiale, les macroinvertébrés benthiques sont devenus le groupe d'organismes le plus souvent utilisé en bio-surveillance des cours d'eau (Hellawell ; 1986, Rosenberg et Resh, 1993 ; Metcalfe, 1996 ; Bonada, et al. 2006 ; Friberg et al. 2009). A cet effet, des législations environnementales ainsi que des politiques sur l'eau destinées à parrainer les services écosystémiques et les eaux douces ont été mises en place (Dos Santos et al. 2011).

La surveillance de la santé et de l'état écologique des écosystèmes d'eau douce reste la majeure préoccupation de l'homme. De nos jours, on met en place des opérations et des actions de restauration visant à atteindre un ‘’bon’’ état écologique chaque fois que les activités humaines ont dégradé l'environnement. Par l'intermédiaire des macroinvertébrés benthiques, on peut détecter des perturbations qui ont lieu dans le cours d'eau échantillonné (Chessman, 2009). La bio-indication au sens large se réfère à la capacité d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes à révéler par leur présence, leur absence ou leur comportement les caractéristiques et l'évolution d'un milieu (Blandin, 1986). Ces êtres vivants sont alors qualifiés de bio-indicateurs. En approche avec les données chimiques, l'expertise biologique offre un moyen partiellement abordable de mesure environnementale pour l'évaluation de la dégradation des milieux aquatiques et de la perte de la diversité biologique induite par les perturbations humaines (Hawkes, 1979 ; Karr, 1991).

Les méthodes acctuelles de bio-surveillance reposent sur des mesures de la composition fonctionnelle et taxonomique de la faune et la flore aquatiques, qui servent d'indicateurs biologiques de la santé des cours d'eau. Ces indicateurs impliquent les diatomées (Stevenson et Pan, 1999), les macrophytes (Schorer et al. 2001), les macroinvertebrates benthiques (Mondy et al. 2012) et les poissons (Plafkin et al. 1989). Parmi ces groupes, les macroinvertébrés benthiques sont probablement les indicateurs biologiques les plus courants dans les écosystèmes d'eau douce (Mason et Parr, 2003).

Le choix des macroinvertébrés se justifie par les avantages qu'ils ont de se trouver dans tous les types de cours d'eau et coloniser tous types de substrats (Metcalfe, 1989, Linke et al. 1999), en

plus de vivre pour certains, inféodés à quelques types de microhabitats, avec des déplacements actifs restreints à quelques dizaines de mètres. Ils n'ont donc pas d'autre choix que de subir les perturbations dans lesquelles ils sont soumis, soit en développant une forme de résistance, soit en mourant (Cook, 1976). De plus, ils présentent une sensibilité différentielle face aux différents stress telle la pollution ou la modification de l'habitat auxquelles ils réagissent rapidement.

Les macroinvertébrés benthiques sont ainsi à l'origine de nombreux indices biotiques pour la plupart basés sur l'abondance ou la richesse d'un certain nombre de groupes taxonomiques indicateurs (Rosenberg et Resh, 1993 ; Metcalfe, 1996). Ils constituent un groupe taxonomique très hétérogène regroupant plusieurs ordres. Cette grande diversité de formes confère à ce groupe une grande diversité de réponses potentielles aux perturbations, ce qui fait de ce groupe de bons modèles pour la bio-évaluation des cours d'eau (Rosenberg et Resh, 1993).

L'intégration des traits fonctionnels permettrait de montrer des liens plus forts entre bio-évaluation et fonctionnement des écosystèmes que ce qui peut être réalisé avec des méthodes basées seulement sur la taxonomie (Brink et al. 2011). Les traits d'histoire de vie décrivent les caractéristiques biologiques et écologiques des organismes de manière qualitative ou quantitative (Archaimbault, 2003). Ils se répartissent en trois grands groupes à savoir biologique, écologique et physiologique (Tachet et al. 2010).

Si la faune des macroinvertébrés des écosystèmes aquatiques continentaux d'Europe et d'Amérique est dans l'ensemble bien connue, des lacunes persistent encore en Afrique du Nord globalement et en Algérie plus précisément, où les recherches sur cette faune ont été beaucoup plus limitées dans le temps et dans l'espace. Jusqu'à une période récente, les recherches sur les peuplements et l'écologie des macroinvertébrés des écosystèmes aquatiques continentaux d'Algérie étaient proportionnelles. Elles se résument, pour la plupart, à la description d'espèces nouvelles et leur écologie n'était que sommairement abordée (Eaton, 1899 ; Bedel, 1895 ; Navàs, 1917 ; Edwards, 1923 ; Lestage, 1935 ; Poisson et Gauthier, 1926). Entre 1928 et 1980, des études exhaustives ont été réalisées avec des résultats de récoltes plus étalées dans le temps et dans l'espace. C'est le cas des travaux de Gauthier (1928) sur la faune des eaux continentales d'Algérie et de Tunisie, Guignot (1931, 1933) sur les Hydrocanthares de l'Afrique du Nord, Vaillant (1955) sur la faune madicole d'Algérie, Aubert (1959) sur les Plécoptères, Bertrand (1972) sur les Coléoptères, …etc. Après 1980, avec le développement des programmes d'études en écologie, hydrobiologie et zoologie, plusieurs travaux ont été entrepris : Gagneur et al. 1986 ; Lounaci, 1987 ; Malicky et Lounaci, 1987 ; Ait Mouloud, 1988 ; Gagneur et Clergue-Gazeau, 1988 ; Gagneur et Thomas, 1988 ; Arab, 1989 ; Samraoui et Corbet, 2000a, 2000b ; Thomas, 1998 ; Samraoui et Menai, 1999 ; Berchi, 1993, 2000 ; Lounaci et al. 2000, Mebarki, 2001 ; Lounaci et

Vinçon, 2005 ; Arab et al. 2004 ; Zerguine et al. 2009, Chaib et al. 2011 ; Khelifa, 2013 ; Yasri et al. 2013 ; Moubayed-Breil et Lounaci, 2013 ; Hamzaoui et al, 2015 ; Sekhi, 2010 ; Zouggaghe et al. 2014 ; Sellam et al. 2017 ; Benzina et Si Bachir, 2018 ; Benzina et al. 2018, Benzina et al. 2019.

Les recherches sur l'écologie des macroinvertébrés et la bio-surveillance dans les cours d'eau des zones arides, notamment en Afrique du Nord, reste cependant rares et rétrécies par rapport aux zones bioclimatiques humides. Cet écart est dû au fait que ces régions manquent de connaissances de base sur les caractéristiques de la taxonomie, de l'écologie et de l'histoire de vie des macroinvertébrés, par rapport à d'autres régions du monde (Touron-Poncet et al. 2014). Particulièrement, la pollution de l'eau est une menace beaucoup plus grave, irréversible et offensive dans les écosystèmes aquatiques des zones arides que dans ceux des zones tempérées ou tropicales (Sarah, 2009), ceci peut mener à des conséquences plus grave étant donné que la dilution et l'évacuation des polluants sont très limitées, voire impossibles (Heyns, 1999). En effet, le peuplement faunistique d'un écosystème aquatique est constamment soumis à la variabilité spatio-temporelle de l'environnement. Les variations observées dans la structure des peuplements résultent donc des changements des caractéristiques environnementales (Fruget et Dessaix, 2002).

En conséquence, l'Algérie tout autant que la vaste région de l'Afrique du nord présente encore plusieurs lacunes de législation ou de programmes pour étudier, gérer et protéger et étudier les écosystèmes d'eau douce dont dépend en dernier le dynamisme de la population humaine. Le climat de l'Algérie, déterminé par une grande influence méditerranéenne, il présente, dans sa région nord, une zone de contact intéressante entre l'Afrique et le sud de l'Europe. Toutefois, les régions internes des hautes plaines et du Sahara sont soumises à un climat plus hostile ayant des répercusions sur les hydrosystèmes et les communautés vivantes qui y vivent.

Au niveau national, la région de Batna qui fait partie du vaste territoire des Aurès est l'un des principaux hot-spot de la biodiversité. Malheureusement, cette diversité biologique, constituant à la fois des ressources naturelles de grandes valeurs et un patrimoine national et international inestimable, est confrontée à de grandes perturbations provoquées par les variations et les changements climatiques aggravés par la pression humaine. Ceci est en particulier le cas des organismes vivants dans les écosystèmes aquatiques soumis à de graves perturbations tant naturelles que d'origine anthropique.

C'est dans cette optique de la connaissance bioécologique des biocénoses aquatiques et l'évaluation environnementale des hydrosystèmes, que nous avons entrepris ce travail qui se fixe plusieurs objectifs :

- ✓ Etudier les conditions environnementales globales des cours d'eau du PNB à travers une multitude de paramètres mesurés *in situ* et *in vitro* et mettre en évidence la qualité physicochimique et hydrobiologique de ces écosystèmes à travers des approches multivariées.
- ✓ Enrichir les connaissances sur la structure et l'organisation des communautés des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau du parc notamment par la description taxonomique macroinvertébrés benthiques et les patrons de répartitions de ces biocénoses, avec plusieurs niveaux de perception : qualité de l'eau et des habitat ainsi que les gradient altitudinal et bioclimatique, contraintes naturelles et anthropique
- ✓ Etudier les modalités de réaction des macroinvertébrés bentiques aux conditions de l'habitat, des caractéristiques physicochimiques de l'eau et dans quelles mesures ces communautés sont touchées par les pressions naturelles et activités humaines ? Ceci est exploré non seulement par la dynamique des populations ainsi que l'évaluation de la biodiversité mais également par l'étude des traits fonctionnelles et des groupes bioindicateurs.
- ✓ Statuer sur l'état de santé global des cours d'eau du PNB et élaborer des perspectives et des recommandations en vue d'une meilleure conservation et gestion des espèces et des espaces de cette aire protégée.

# Chapitre 1. Matériels et méthodes

## 1. Caractérisation générale du cadre d'étude (Parc National de Belezma)

### 1.1. Localisation et aspect juridique

Le Parc National de Belezma (PNB) se situe dans la partie Nord-Est algérienne (Latitudes Nord entre 35° 32' 40'' et 35° 37' 46'' ; Longitudes Est entre 5° 55' 10'' et 6° 10' 45'') dans le massif montagneux du Belezma qui se trouve à l'extrémité ouest des Aurès. Il occupe une superficie de 26.250 ha dont 16.091,9 ha constituant la zone périphérique. Le parc, en tant qu'aire protégée a été créé par le décret 84-326 du 3/11/1984 et désigné réserve de Biosphère (Man and Biosphère) depuis juin 2015. Sa classification a été motivée par les grandes étendues du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti), espèce endémique, répartie dans une zone de grandes influences sahariennes et méditerranéennes. La population implantée au sein du parc est très limitée, mais dans sa région périphérique, le parc est peuplé par de nombreux villages et petites agglomérations dont les habitants exercent une pression sur les ressources naturelles qu'il abrite (Figure 1).

Les monts de Belezma sont caractérisés par un relief très tourmenté avec des vallées très étroites et des pics culminants jusqu'à 2136 m d'altitude (Djebel Thichaou) et 2178 m (Djebel Refâa) (Boukerker et Si Bachir, 2015).

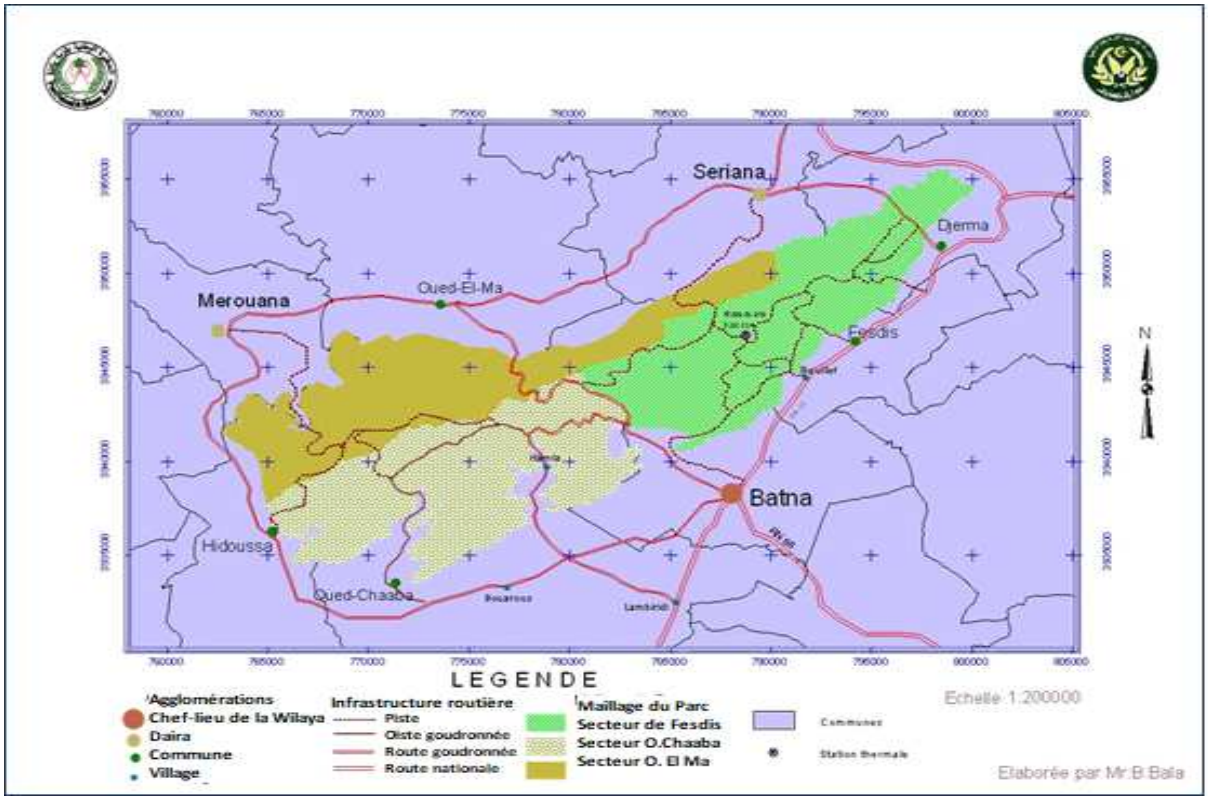



**Figure 1.** Localisation et découpage en secteur du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est Algérie) (PNB, 2015)

### 1.2. Géologie

La structure géologique du PNB résulte de l'interférence de deux grandes phases tectoniques consécutives de serrage qui se déroulent lors de la phase alpine et de la phase atlasique de la fin de l'éocène **(**Ait Amara et Harrache, 2008). Les monts de Belezma, constitués dans leur totalité de sédiments du crétacé supérieur, se présentent sous forme de calcaires provenant du crétacé inférieur. Les sols de la région sont caractérisés par leur relative jeunesse, leur épaisseur et leur faible niveau de développement (Figure 2). Ils sont dominés par de petits sols bruns calcaires et rendzines calcaires (Abdessemed, 1981).

Les principales structures géologiques décrites dans la région du PNB sont :

(i) Des marnes dans sa partie inférieure et des grés dans sa partie supérieure. Cette structure se trouve dans la région de Boumerzoug ; (ii) Des marnes dans la partie inférieure, des grés dolomitiques dans sa partie centrale et du grès au sommet du Djebel Touggour (2010 m d'altitude) ; (iii) Des grès dans la partie inférieure, du calcaire dolomitique dans la partie centrale et du grès au sommet qui domine la région de Bordjem et Chellaâlaâ.

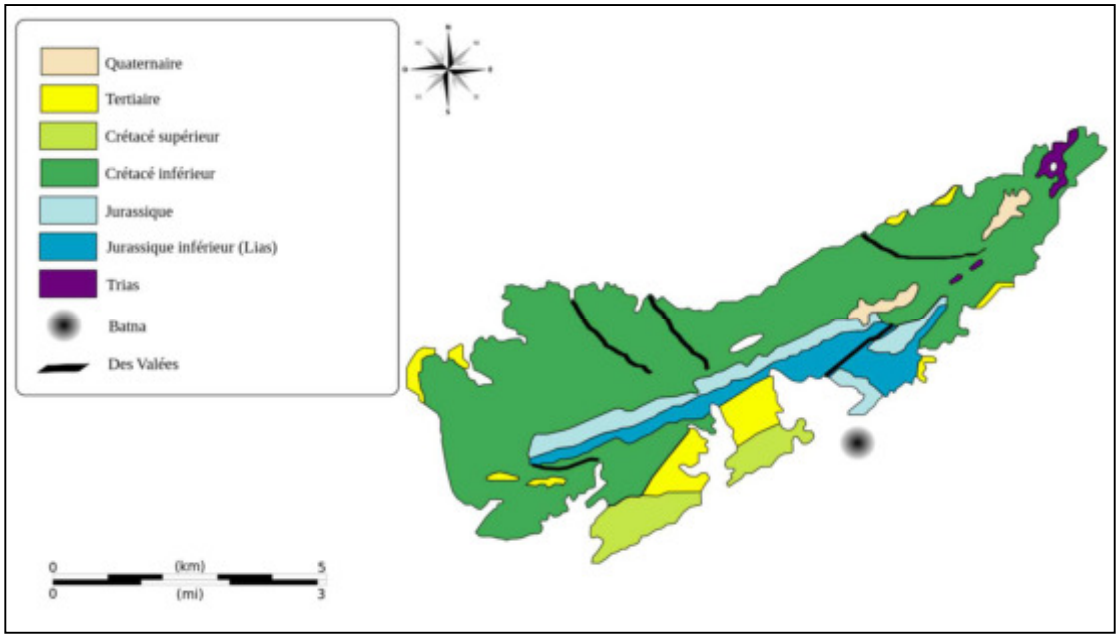



**Figure 2.** Carte géologique du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est algérien) (PNB, 2015)

### 1.3. Climat

Le climat, avec toutes ses variables, représente un déterminant capital de la diversité biologique étant donnée son influence sur les organismes vivants, plus particulièrement sur leurs traits d'histoire de vie, leur démographie, leur physiologie ainsi que le comportement et la répartition géographique des êtres vivants (Qian et al. 2010). Le climat du PNB est influencé par sa localisation dans une zone d'écotone, passant de l'humide très froid dans les hautes altitudes à l'aride à hiver frais en basses altitudes. Cette variation bioclimatique a permis la présence d'une

biodiversité riche et originale avec un taux d'endémisme local très important (Boukerker et Si Bachir, 2015).

Le parc subit une longue période de sécheresse estivale, particulièrement sur son versant sud. Il est sujet aussi à des successions de plusieurs années sèches. Il est situé globalement dans le nord-est de l'Algérie et a un climat aride avec des étés secs et chauds et des hivers froids et humides. Les précipitations annuelles au cours des 11 dernières années (2000-2017) varient entre 160,82 et 362,19 mm avec une moyenne de 310,24 ± 74,74 mm (Tableau 1). Les températures moyennes étaient de 17,46 ± 0,21 °C, avec des maxima de 25,86 ± 0,39 °C et des minima de 8,94 ± 0,38 °C.

**Tableau 1.** Données climatiques des 11 dernières années de la région de Batna (nord est algérien). (T : température, TM : température maximale, Tm : température minimale, PP : précipitations, RA : Nombre de jours avec pluie).

| Années | T | TM | Tm | PP | RA |
|---|---|---|---|---|---|
| 2000 | 15,9 | 23,7 | 8,1 | - | 57 |
| 2008 | 15,8 | 23,1 | 8,3 | 322,09 | 80 |
| 2009 | 15,5 | 23,1 | 7,6 | 337,05 | 76 |
| 2010 | 16,1 | 23,4 | 8,7 | 271,81 | 73 |
| 2011 | 15,7 | 22,9 | 8,3 | 362,19 | 94 |
| 2012 | 16 | 24,1 | 7,6 | 176,8 | 62 |
| 2013 | 15,6 | 23 | 8,3 | 361,67 | 82 |
| 2014 | 16,3 | 24,1 | 8,5 | 258,03 | 82 |
| 2015 | 15,6 | 23,4 | 7,8 | 327,69 | 79 |
| 2016 | 16,1 | 24,2 | 8,3 | 212,04 | 57 |
| 2017 | 16 | 23,6 | 7,9 | 162,82 | 64 |
| Moyenne | 17,46 ± 0,21 | 25,86 ± 0,39 | 8,94 ± 0,30 | 310,24 ± 62,92 | 80,6 ± 9,70 |

### 1.4. Hydrologie

La forte irrégularité régionale des précipitations et la disparité des reliefs sont à l'origine d'un réseau hydrographique très oscillé. Le réseau hydrographique du parc, très ramifié, constitué principalement d'oueds temporaires qui entrent dans un ensemble de 3 bassins versants (ANRH, 2001) : Chott El Hodna (N° : 05 ; superficie : 25843 km$^2$), Chott Melghir (N° : 06 ; superficie : 68751 km$^2$) et le bassin versant des hauts plateaux Constantinois (N° : 07 ; superficie : 9578 km$^2$) (Figure 3). Les oueds de ces zones sont à écoulement endoréiques (les oueds se jettent dans des dépressions fermées) et à régime quasi temporaire. L'hydrologie du PNB détermine deux systèmes d'organisation du réseau, selon les deux lignes de crêtes des monts de Belezma deux principales lignes de partage des eaux se matérialisent :

- Le réseau hydrographique Nord : constitué de Oued Ketami, Oued H'Rakta, Oued Enadjerime, Oued El Ma et Oued Châabet Islan.
- Le réseau hydrographique Sud : constitué d'oueds et de ravins dont les principaux sont : Oued Bouilef, Oued Nafla, Oued Chaaba, Oued Hamla, Oued Skène.

Les seuls cours d'eau permanents à débit faible en moyenne sont : Oued Chaaba et Oued Bouilef.

Définition et caractéristiques d'un Oued :

Un oued est un flux d'eau éphémère, de taille très variable, qui ne se remplit d'eau que pendant les saisons humides et pluvieuses, mais se tarit pendant la saison sèche (McDonough et al. 2011). Le terme Oued est d'origine arabe désignant un cours d'eau temporaire dans les régions arides ou semi-arides. Son écoulement dépend des précipitations et peut rester à sec pendant de très longues périodes. Un oued se situe généralement dans les régions arides, avec un régime de débit très irrégulier, où le climat est tempéré, chaud et sec en été, pluvieux et humide en hiver. Dans ce genre de climat, tout le système de l'eau est étroitement lié aux précipitations et il est surmonté d'une atmosphère à très haut pouvoir d'évaporation (ANRH, 2001). L'amont (vers la montagne) est la partie la plus élevée du cours d'eau du point de vue de l'observateur et l'aval (vers la vallée) est la partie la plus basse.




**Figure 3.** Limites des 3 bassins versants (BV) traversant le PNB (N° 05 : Chott El Hodna ; N° 06 : Chott Melghir ; N° 07 : les hauts plateaux Constantinois)

### 1.5. Biodiversités du Parc National de Belezma

A l'image de sa diversité écosystémique, le PNB recèle une grande diversité floristique et faunistique. En effet, la répartition globale des terrains du parc national de Belezma révèle plusieurs unités écologiques. Ce sont des entités du milieu naturel plus au moins homogènes quant à leurs principaux caractères physiques (nature du substrat, forme de relief, altitude…) et biologiques (couvert végétal, faune, …). Dans le PNB, 10 unités écologiques ont été déterminées en fonction de leurs caractéristiques physiques et biologiques (PNB, 2015) (Figure 4). Toutefois, une étude récente dédiée à la classification des écosystèmes du parc national a mis en évidence la présence de 45 types d'écosystèmes (Bettira et al, 2019).

En outre, des mises à jour récentes de la flore et de la faune du PNB révèlent la présence de 598 espèces floristiques dont 14 espèces protégés en Algérie et 745 espèces faunistque (574 invertébrés, 171 vertébrés) dont 68 espèces protégées (Bennoui et al, 2019 ; Belloula et Benaicha, 2019).

Toutefois, il est à signaler que les inventaires établis et pris en considération dans l'ensemble des plans de gestion du PNB n'ont pas mentionnés les espèces de macroinvertébrés benthiques, où seulement une dizaine de taxons ont été signalés.

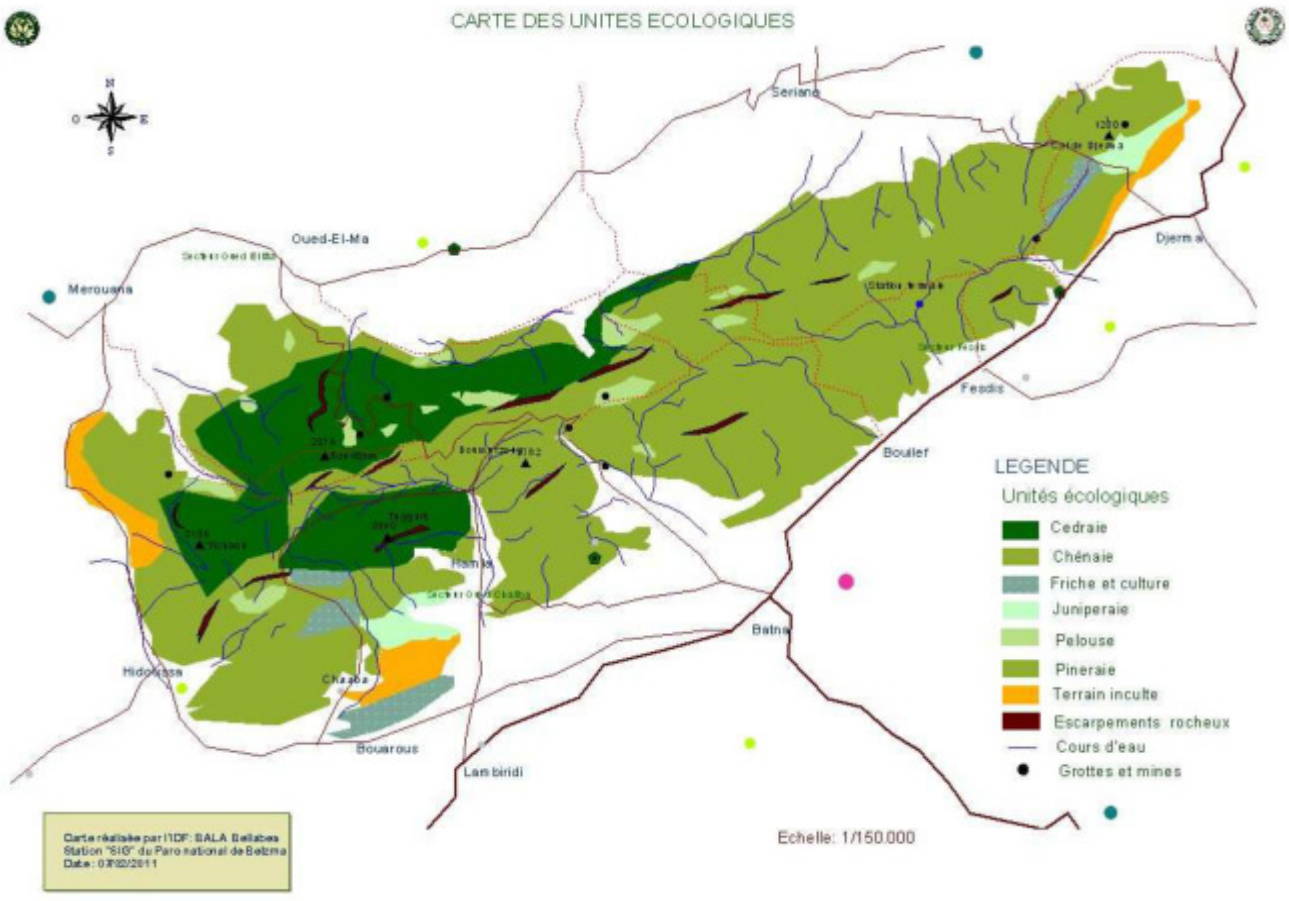



**Figure 4.** Carte des principales unités écologiques décrites dans le parc national de Belezma (Batna, Nord-Est algérien) (PNB, 2015).

### 1.6. Occupation du sol et pression anthropique

Le territoire du parc est surtout dominé par le domaine forestier (23149,50 ha). Sur les terrains non boisés, la forêt laisse la place aux pelouses (1112,90 ha). Au piémont des montagnes, les espaces agricoles recouvrent 914,4 ha, soit 3,48 % du territoire parc et s'installent dans les meilleurs terrains Le reste, ce sont des terrains non productifs (1073,20 ha) (PNB, 2015) (Tableau 2).

**Tableau 2.** Occupation des sols dans le parc national de Belezma (Batna, Nord-Est algérien).

| Occupation du sol | Superficie (hectares) | Taux (%) |
|---|---|---|
| domaine forestier | 23149,50 | 88,18 |
| Forêt | 14436,60 | 55,00 |
| Maquis | 7405,90 | 28,20 |
| Garrigues | 1307,00 | 4,98 |
| domaine agricole | 914,40 | 3,48 |
| Pelouse | 1112,90 | 4,25 |
| terrains non productifs | 1073,20 | 4,09 |
| Total | 26250,00 | 100 |

L'équilibre écologique du parc est menacé par sa position biogéographique proche du désert, par son relief montagneux, une orogenèse récente et par la pression anthropique. Il est peu habité, mais il est entouré de grandes agglomérations situées aux piémonts du mont Belezma (Oued Chaaba, Merouana, Oued El Ma, Djerma, Sériana, Fesdis) ainsi qu'une multitude de petits hameaux à la limite de la zone péréférique de l'aire protégée (Figure 5).

L'installation des villages et habitations sur la périférie du parc a augmenté au fils du temps. Cette influence anthropique grandissante est agravée par une sécheresse très sévère expliquée par la position de la zone en marge du Sahara.

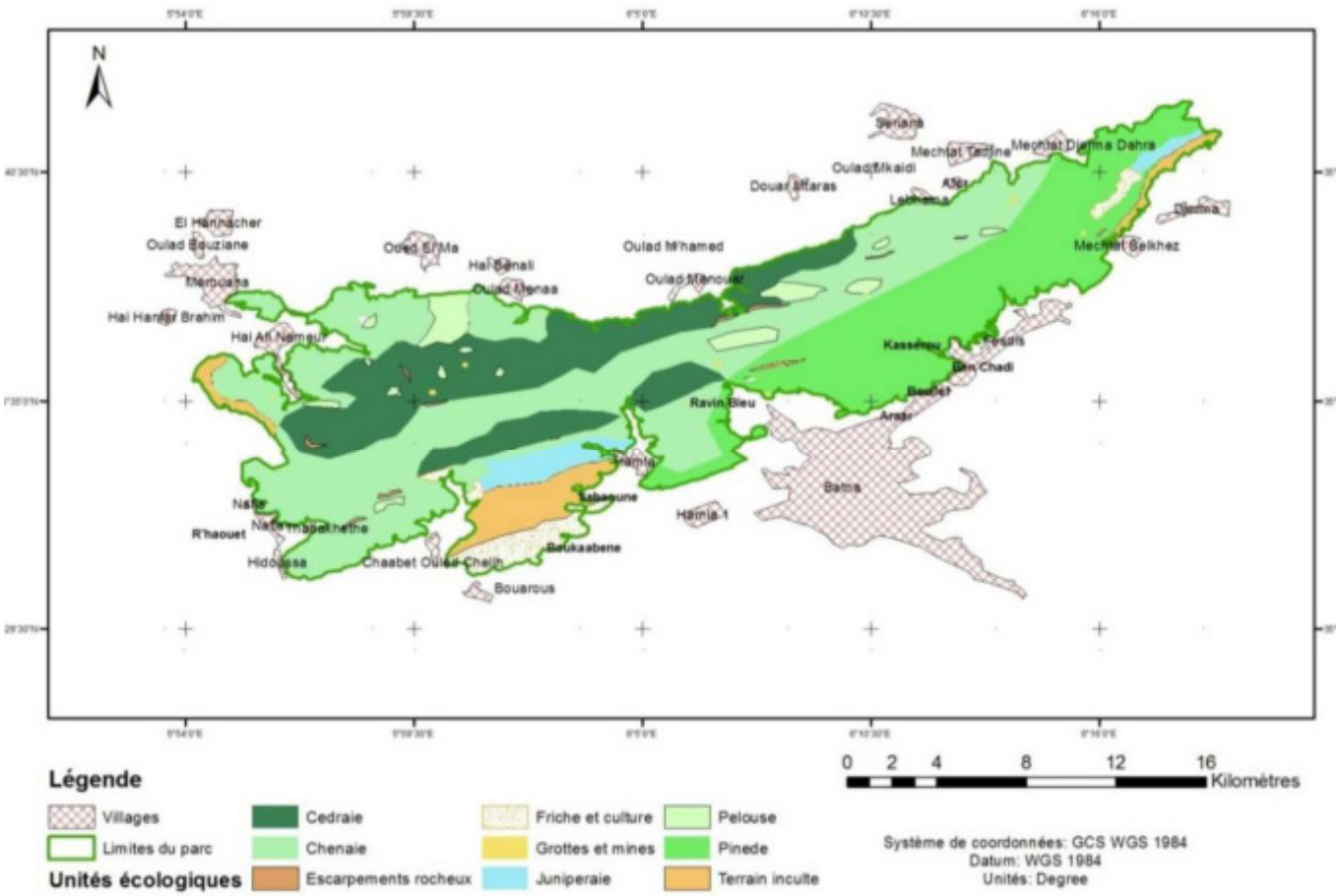



**Figure 5.** Carte représentant les villages implantés dans la partie périphérique du PNB (Batna, Nord-Est algérien) (Carte réalisée par Boukaba R).

### 1.7. Classes de protection et zoning du PNB

Le zoning du parc est réalisé en tenant compte de la loi N° 11- 02 du 17 février 2011, relative aux aires protégées dans le cadre du développement durable, notamment l'article 15 qui institué la structuration de l'aire protégée en trois zones :

Zone centrale : 3640,5 ha soit 13,87% (c'est l'addition de la réserve intégrael avec la classe primitive).

Zone tampon : 6518,5 ha soit 24,83% (c'est l'addition de la classe à faible croissance avec la classe tampon).

Zone de transition : 16091,9 ha soit 61,30% de la superficie totale (PNB, 2015) (Figure 6).

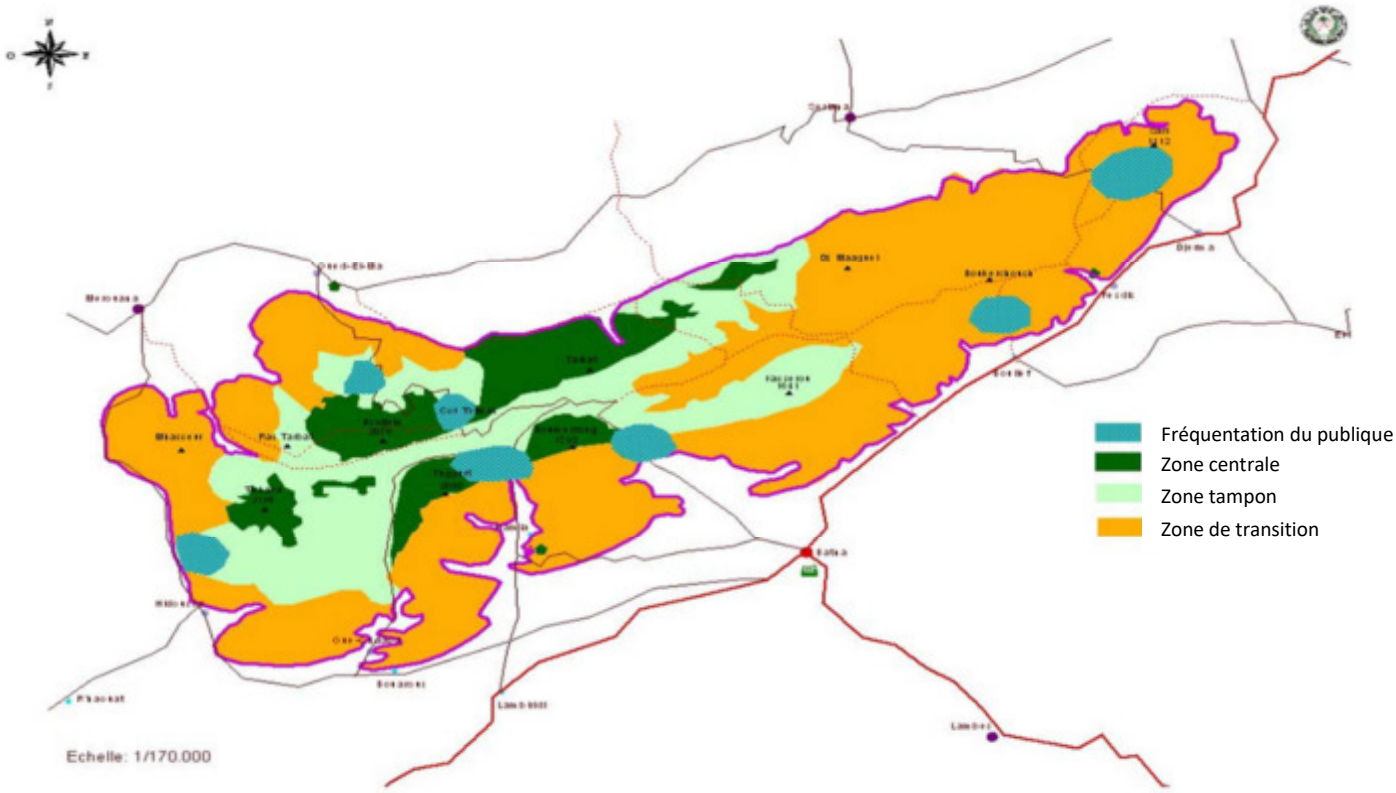



**Figure 6.** Carte de zonage du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est algérien) (PNB, 2015).

## 2. Choix et caractérisation générale des cours d'eau étudiés

Notre étude a impliqué cinq cours d'eau (oueds) : Oued Hamla, O. Chaaba, O. Bouilef, O. El Ma et O. Rhawet (Figures 7 et 8). Ces oueds se localisent dans trois bassins versants (Tableau 3). Ces oueds sont choisis pour la plus au moins durabilité de leur écoulement, pour leur représentativité des cours d'eau du PNB ainsi que pour leur proximité des routes, ce qui facilite leur accès (Figure 7). Les oueds étudiés sont hydrologiquement comparables, notamment par leur écoulement et leurs faibles largeurs et profondeurs. Ils sont originaires des hauteurs du parc et présentent une vélocité moyenne à faible avec une totale ou partielle secheresse lors de la période estivale. L'ensemble des stations échantillonnées sont localisées dans un cours d'eau principal, étant donné que les cours d'eau étudiés sont dépourvus de tributaires. Cette classification est facilitée par un système de numérotation des tronçons de cours d'eau (rivière principale et affluents). L'ordre des cours d'eau suit donc une classification qui reflète la ramification du cours d'eau (Voir Hack, 1973).

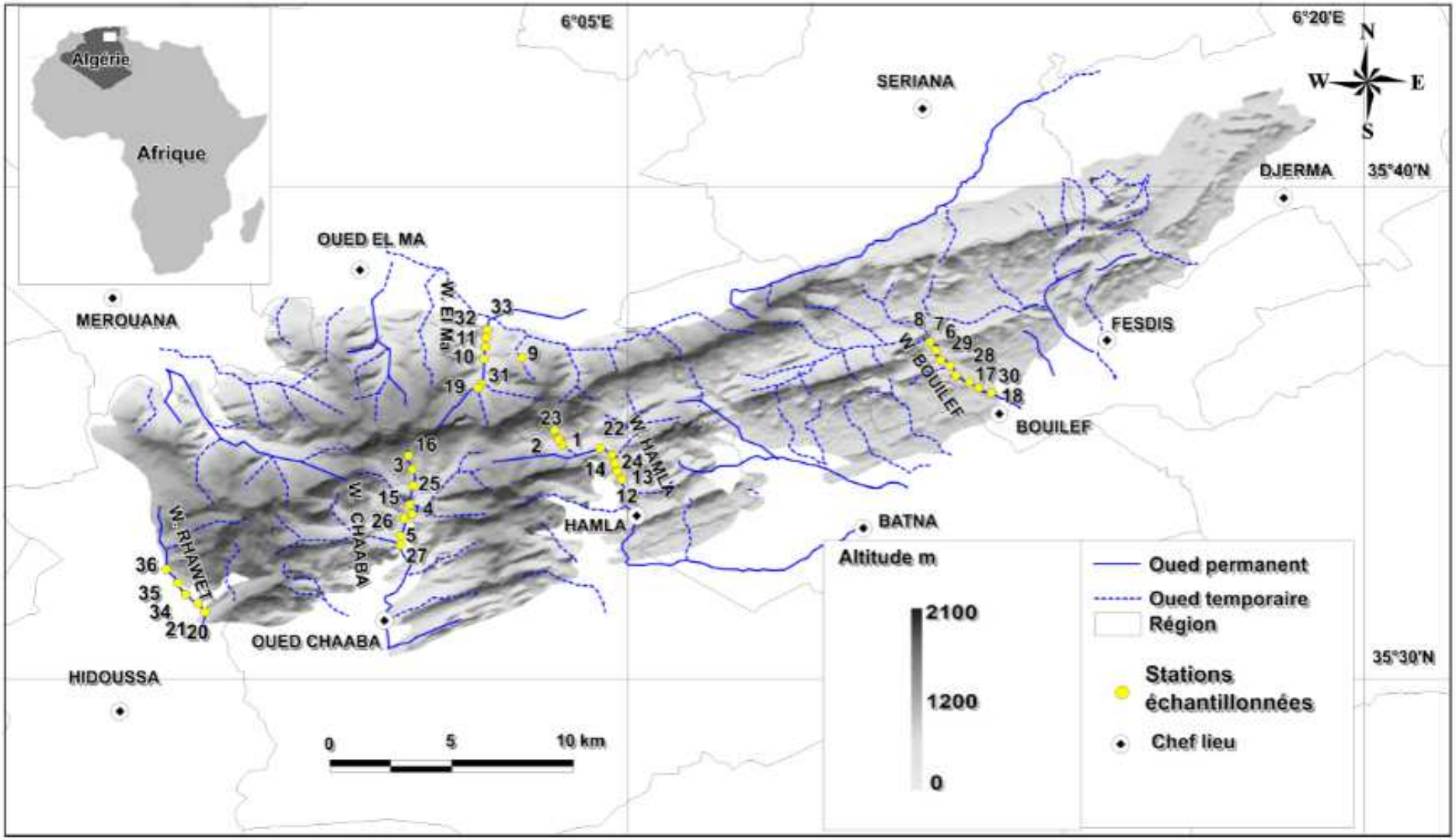



**Figure. 7.** Réseau hydrographique général de la zone prospectée avec localisation des cinq oueds et des 36 stations étudiées dans le Parc National de Belezma (Algérie) ; Carte réalisée par Arar A.



(1) O. Hamla



(2) O. Chaaba



(3) O. Bouilef



(4) O. El Ma



(5) O. Rhawet

**Figure 8.** Vue générale des cinq oueds étudiés dans le Parc National de Belezma réserve de la biosphère (photos personnelles ; juin 2017).

## 3. Choix et méthodes de caractérisation des stations d'étude

### 3.1. Méthode de localisation géographique

L'exploration des cours d'eau ainsi que l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques ont été réalisé aux mois de mars-avril 2015, avril-juin 2017 et mai-juin 2018. C'est une période propice pour le développement de la faune aquatique. Sur chacun des cinq oueds (cours d'eau) échantillonnés, nous avons exploré entre 5 et 8 stations distribuées en amont, au milieu et en aval des oueds avec un total de 36 stations échantillonnées. Pour chacune de ces stations, nous notons l'altitude (m), les coordonnées géographiques (latitude, longitude) en utilisant un GPS (Type Garmin, Oregon 650) (Tableau 3).

**Tableau 3**. Données géographique des stations d'échantillonnage dans les cinq cours d'eau étudiés dans le Parc National de Belezma.

| Oueds | Stations | Altitude (m) | Longitude & Latitude | Bassin versant (BV) |
|---|---|---|---|---|
| O. Hamla | 1 | 1411 | 35° 34' 785"<br>06° 03' 011" | BV7 |
| | 2 | 1316 | 35° 34' 808"<br>06° 03' 814" | BV7 |
| | 3 | 1406 | 35° 34' 473"<br>06° 03' 028" | BV6 |
| | 4 | 1341 | 35° 34' 496"<br>06° 03' 357" | BV6 |
| | 5 | 1267 | 35° 34' 540"<br>06° 04' 220" | BV6 |
| O. Chaaba | 6 | 1345 | 35° 33' 673"<br>06° 00' 730" | BV7 |
| | 7 | 1303 | 35° 33' 375"<br>06° 00' 512" | BV7 |
| | 8 | 1277 | 35° 33' 124"<br>06° 00' 402" | BV7 |
| | 9 | 1330 | 35° 33' 425"<br>06° 00' 430" | BV5 |
| | 10 | 1282 | 35° 33' 830"<br>06° 00' 245" | BV5 |
| O. Bouilef | 11 | 1075 | 35° 37' 360"<br>06° 11' 252" | BV5 |
| | 12 | 1043 | 35° 36' 612"<br>06° 11' 558" | BV7 |
| | 13 | 1039 | 35° 36' 499"<br>06° 11' 650" | BV7 |
| | 14 | 1911 | 35° 37' 027"<br>06° 11' 142" | BV7 |
| | 15 | 1077 | 35° 36' 594"<br>06° 11" 175" | BV6 |
| O. El Ma | 16 | 1440 | 35° 35' 924"<br>06° 02' 409" | BV6 |
| | 17 | 1183 | 35° 36' 988"<br>06° 02' 184" | BV7 |
| | 18 | 1045 | 35° 37' 277"<br>06° 02' 232" | BV7 |
| | 19 | 1468 | 35° 35' 552"<br>06°02' 248" | BV5 |
| O. Rhawet | 20 | 1409 | 35° 30' 236"<br>05° 54' 103" | BV6 |
| | 21 | 1434 | 35° 30' 164"<br>05° 54' 247" | BV6 |
| O. Hamla | 22 | 1299 | 06° 04' 052"<br>35°34'51.6“ | BV7 |
| | 23 | 1384 | 06° 03' 113" | BV7 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | | | 35° 34' 484" | |
| | 24 | 1408 | 06° 03' 036"<br>35° 34' 475" | BV6 |
| O. Chaaba | 25 | 1330 | 06° 00' 441"<br>35° 33' 402" | BV6 |
| | 26 | 1291 | 06° 00' 309"<br>35° 33' 228" | BV6 |
| | 27 | 1270 | 06° 00' 232"<br>35° 33' 014" | BV6 |
| O. Bouilef | 28 | 1074 | 35° 37' 032"<br>06° 11' 138" | BV7 |
| | 29 | 1073 | 35° 37' 016"<br>06° 11' 179" | BV7 |
| | 30 | 1073 | 35° 36' 595"<br>06° 11' 176" | BV7 |
| O. El Ma | 31 | 1500 | 35° 35' 543"<br>06° 02' 044" | BV5 |
| | 32 | 1156 | 35° 37' 138"<br>06° 02' 130" | BV5 |
| | 33 | 1143 | 35° 37' 187"<br>06° 02' 139" | BV5 |
| O. Rhawet | 34 | 1400 | 35° 30' 235"<br>05° 54' 108" | BV6 |
| | 35 | 1408 | 35° 30' 209"<br>05° 54' 114" | BV6 |
| | 36 | 1429 | 35° 30' 203"<br>05° 54' 146" | BV6 |

### 3.2. Méthode d'évaluation de l'occupation du sol et de l'hydrologie

Les stations se répartissent en 3 catégories à priori :

- ✓ Les stations préservées par le personnel du parc, indemnes de toute pollution. Ces dernières sont situées en altitude dans la zone intégrale du parc, généralement à l'amont des cours d'eau. L'occupation du sol dans cette catégorie est constituée de milieux forestiers.
- ✓ Les stations plus au moins exposées à une pollution par les pesticides et/ou des intrants chimiques. A proximité de ces dernières, sont exploités quelques terrains agricoles où sont cultivées des céréales et des plantes maraichères.
- ✓ Les stations soumises à des pollutions domestiques diffuses (zones urbaines), dues à la concentration de population le long des cours d'eau et de l'absence de réseau d'assainissement ou de protection de ces cours d'eau.

La largeur des cours d'eau est mesurée sur au moins trois transects perpendiculaires à l'axe du cours d'eau. La profondeur est mesurée dans chaque station à l'aide d'une planche en bois graduée.

Le débit de l'eau est caractérisé par la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau appellée ici vélocité et est mesurée en surface du cours axial à l'aide d'un flotteur relâché en dérive sur un espace connu. Le temps mis par le flotteur à parcourir cette distance permet de calculer la vitesse. Les relevés de la vitesse de l'eau sont classés selon l'échelle de Berg (1948) (Tableau 3) :

- ✓ Vitesse très lente : inférieure à 0,1 m/s ;
- ✓ Vitesse lente : 0,1 à 0,25 m/s ;
- ✓ Vitesse moyenne : 0,25 à 0.50 m/s ;
- ✓ Vitesse rapide : 0,50 à 1 m/s.

**Tableau 4**. Vélocité de l'eau et occupation du sol dans les stations d'échantillonnage dans les cinq cours d'eau étudiés dans le Parc National de Belezma (1= très lente, 2= lente, 3= moyenne, 4= rapide).

| **Oueds** | **Station** | **vélocité** | **Occupation du sol** |
|---|---|---|---|
| O. Hamla | 1 | 1 | Forêt |
| | 2 | 2 | Forêt |
| | 3 | 4 | Urbain |
| | 4 | 3 | Forêt |
| | 5 | 3 | Forêt |
| O. Chaaba | 6 | 2 | Forêt |
| | 7 | 1 | Forêt |
| | 8 | 3 | Agriculture |
| | 9 | 2 | Forêt |
| | 10 | 1 | Agriculture |
| O. Bouilef | 11 | 1 | Forêt |
| | 12 | 1 | Forêt |
| | 13 | 2 | Urbain |
| | 14 | 3 | Forêt |
| | 15 | 3 | Forêt |
| O. El Ma | 16 | 2 | Forêt |
| | 17 | 3 | Agriculture |
| | 18 | 2 | Agriculture |
| | 19 | 1 | Forêt |
| O. Rhawet | 20 | 3 | Urbain |
| | 21 | 3 | Urbain |
| O. Hamla | 22 | 2 | Forêt |
| | 23 | 2 | Forêt |
| | 24 | 3 | Forêt |

| | | | |
|---|---|---|---|
| O. Chaaba | 25 | 4 | Forêt |
| | 26 | 3 | Forêt |
| | 27 | 3 | Forêt |
| O. Bouilef | 28 | 2 | Forêt |
| | 29 | 3 | Forêt |
| | 30 | 4 | Forêt |
| O. El Ma | 31 | 3 | Forêt |
| | 32 | 3 | Agriculture |
| | 33 | 4 | Agriculture |
| O. Rhawet | 34 | 2 | Agriculture |
| | 35 | 2 | Agriculture |
| | 36 | 3 | Urbain |

## 4. Méthodes d'analyses physicochimiques de l'eau

### 4.1. Paramètres mesurés *in situ* et collecte d'échantillons d'eau

Pour chaque site (station) et lors de chaque campagne, nous avons prospecté 14 paramètres caractérisant la qualité de l'eau. Quatre paramètres élémentaires sont relevés *in situ*. Il s'agit de : la température (T en °C) avec un thermomètre, le pH (pH mètre), la turbidité (NTU : Nephelometric Turbidity Unit) avec un turbidimètre et la conductivité (µS/cm) avec un conductivimètre.

### 4.2. Paramètres mesurés *ex situ* (au laboratoire)

Par absence de sondes multiparamétriques permettant de mesurer certains paramètres physicochimique sur le terrain, nous avons prélevé des échantillons d'eau dans des bouteilles opaques de 0,5 litres, mises dans une glacière et sont immédiatement acheminées au laboratoire pour analyses. Ces dernières ont été réalisées aux laboratoires de l'Algérienne des eaux (ADE) de Batna. Les paramètres mesurés au laboratoire sont : la Salinité (S en ‰), les Nitrates ($NO_3^-$ en mg/l), les Nitrites ($NO_2^-$ en mg/l), l'Oxygène dissous ($O_2$ en mg/l), le total des solides dissous (TDS en mg/l), les Chlorures ($Cl^-$ en mg/l), le titre alcalimétrique complet (TAC en mg/l) , l'ammonium ($NH_4^+$ en mg/l) et les Sulfates ($SO_4^{2-}$ en mg/l).

Sur les échantillons d'eau prélevés, le nombre des paramètres analysés varie d'un site à un autre, ceci est dû à la disponibilité du matériel et des produits d'analyse nécessaires au sein de chaque unité. Les méthodes, les appareils et les techniques utilisés pour chacun des paramètres mesurés sont présentés dans l'annexe 1.

Nous énumérons ci-dessous le détail de l'intérêt des paramètres mesurés :

- le pH (potentiel Hydrogène) : ce paramètre est le reflet de la concentration d'une eau en ions $H^+$. Il donne le degré d'acidité ou d'alcalinité d'une eau. Les eaux courantes ont une valeur de pH propres en fonction du sous-sol du bassin versant et des précipitations.
- la conductivité (exprimée en µS/cm) : décrit la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. L'eau très pure est un isolant qui oppose une grande résistance au passage de l'électricité, contrairement à une eau chargée en sels minéraux (calcium, magnésium, sodium, potassium) d'origine naturelle ou polluante. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau.
- l'oxygène dissous (exprimé en mg/l d'$O_2$) : l'oxygène est indispensable à la respiration des êtres vivants aérobies qui vivent dans l'eau. La concentration en oxygène dissous dépend de plusieurs facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. L'oxygène de l'eau permet également le processus d'oxydation et de décomposition des matières organiques présentes dans l'eau, mais cette décomposition appauvrit le milieu aquatique en oxygène. Globalement, plus la concentration en oxygène dissous est proche de la saturation, plus la capacité de la rivière à absorber une pollution est grande.
- la turbidité (exprimée en NTU) : mesure l'aspect plus ou moins trouble de l'eau. La turbidité est causée par diverses matières particulaires ou colloïdales composées de limon, d'argile, de composés organiques ou inorganiques ainsi que du plancton et d'autres micro-organismes. Les sources de matières particulaires peuvent être d'origine naturelle (acides humiques, particules provenant de la dégradation des végétaux ou de l'érosion du sol) ou anthropique (rejets industriels, agricoles et urbains). Plus la turbidité est élevée, plus la pénétration de la lumière dans l'eau est limitée et moins la photosynthèse pourra avoir lieu, influençant alors directement la production primaire de l'écosystème.
- l'ammonium (exprimé en mg/l de $NH_4^+$) : la présence d'ammonium dans les eaux traduit habituellement un processus de dégradation de la matière organique incomplet. Dans les eaux superficielles, il peut avoir pour origine naturelle la décomposition des déchets végétaux et animaux. L'ammonium se transformant assez rapidement en nitrates et nitrites par oxydation, sa teneur dans les eaux de surface est normalement faible (inférieure à 0,2 mg/l). Sa présence est à rapprocher des autres éléments azotés identifiés dans l'eau (nitrites et nitrates). La présence d'ammonium en quantité relativement importante peut être l'indice d'une pollution d'origine anthropique (rejets d'eaux usées ou industriels).

- les nitrates ($NO_3^{2-}$) (exprimés en mg) : forme la plus oxydée de l'azote minéral, ils sont issus de la minéralisation des matières organiques biodégradables (type effluents organiques, rejets de STEP…). C'est pourquoi les nitrates constituent un indicateur indéniable d'altération anthropique et sont trouvés en quantités non négligeables à l'aval des bassins versants. Des apports directs par l'activité agricole (apports fertilisants de nitrates, d'ammonitrate ou d'apports organiques type fumier et lisier) contribuent aussi de façon importante aux quantités de nitrates relevées dans les cours d'eau.
- les nitrites ($NO_2^-$) (exprimés en mg/l de $NO_2^-$) : ils sont une forme intermédiaire de l'azote entre l'ammonium et les nitrates, apparaissant lors de la dégradation des substances azotées par des bactéries. Ils peuvent être très toxiques pour les organismes vivants. Dans l'environnement, les concentrations de cette forme transitoire sont très rarement élevées.
- les chlorures (exprimés en mg) : ce sont des ions présents à de faibles concentrations dans les eaux de surface. Ils peuvent signaler une influence marine à proximité du littoral. Ils peuvent aussi être localement présents dans des rejets d'origine anthropique (rejets d'industries agroalimentaires et chimiques…).
- le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) (°F) : cette grandeur qui mesure le taux d'hydroxydes, de carbonates et de bicarbonates d'une eau permet d'évaluer l'agressivité d'une eau.
- les sulfates (exprimés en mg $SO_4^{2-}$/l) : Ils peuvent être présents de façon naturelle dans les eaux (influence du volcanisme). On peut également en trouver avec des concentrations importantes dans des rejets anthropiques, notamment d'origine chimique et domestique, et ils signent dans ce cas une altération.

## 5. Caractérisation des habitats des macroinvertébrés benthiques

Le recouvrement des habitats échantillonnés est évalué par les pourcentages de couverture en surface. A chaque campagne d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques, une description visuelle de la mosaïque d'habitats a été réalisée, fournissant les surfaces relatives de recouvrement (en %) des 5 différents types de substrats : sable fin (< 2 mm), sable grossier (2-25 mm), galets (> 25 mm ; < 250 mm), rochers (> 250 mm) et végétation (Tachet et al. 2010, Dedieu et al. 2015) (Tableau 5).

**Tableau 5.** Caractérisation des habitats des macroinvertébrés benthiques dans les cinq cours d'eau du parc national de Belezma (Nord-Est algérien).

| Oueds | Stations | Habitats (substrats) |
|---|---|---|
| O. Hamla | 1 | Sable grossier, galets, rochers. |
| | 2 | Sable grossier, galets |
| | 3 | Sable grossier, galets, rochers |
| | 4 | Sable fin, galets, rochers |
| | 5 | Sable fin, galets, vegetation |
| O. Chaaba | 6 | Sable grossier, galets, rochers |
| | 7 | Sable fin, galets, rochers |
| | 8 | Sable fin, rochers |
| | 9 | Sable fin, Sable grossier, galets, rochers, végétation |
| | 10 | Galets, rochers |
| O. Bouilef | 11 | Sable grossier, galets, rochers |
| | 12 | Sable fin, galets, rochers |
| | 13 | Sable fin, galets, rochers |
| | 14 | Sable fin, galets, rochers, végétation |
| | 15 | Sable fin, Sable grossier, galets, rochers, végétation |
| O. El Ma | 16 | Sable fin, galets, rochers |
| | 17 | Sable fin, galets, rochers |
| | 18 | galets, rochers |
| | 19 | Sable fin, galets, rochers, végétation |
| O. Rhawet | 20 | Sable fin, Sable grossier, galets, rochers, végétation |
| | 21 | Sable fin, Sable grossier, galets, rochers, végétation |
| O. Hamla | 22 | Sable grossier, galets, rochers |
| | 23 | Sable fin, galets, rochers, végétation |
| | 24 | Sable fin, Sable grossier, galets, rochers |
| O. Chaaba | 25 | Sable fin, galets, végétation |
| | 26 | Sable fin, galets, rochers |
| | 27 | Sable grossier, galets, rochers, végétation |
| O. Bouilef | 28 | Sable fin, Sable grossier, galets, rochers, végétation |
| | 29 | Sable fin, Sable grossier, rochers, végétation |
| | 30 | Sable fin, Sable grossier, galets, végétation |
| O. El Ma | 31 | Sable fin, Sable grossier, galets, végétation |

| | | |
|---|---|---|
| | 32 | Sable fin, Sable grossier, galets, rochers, végétation |
| | 33 | Sable fin, Sable grossier, végétation |
| O. Rhawet | 34 | Sable fin, Sable grossier, galets |
| | 35 | Sable grossier, rochers, végétation |
| | 36 | Sable fin, Sable grossier, rochers, végétation |

## 6. Echantillonnage des macroinvertébrés benthiques et conservation des spécimens collectés

Les macroinvertébrés benthiques ont été échantillonnés dans les mêmes 36 stations concernées par les analyses physicochimiques de l'eau. Au niveau des habitats (substrats) échantillonnées, les collectes sont réalisées différemment.

Au niveau du sable fin, sable grossier et végétation le prélèvement a été réalisé à l'aide d'un filet Surber carré (ouverture de maille 500 µm) qui se compose de 2 cadres articulés en acier, ayant pour rôle de canaliser le courant dans le filet fixé à l'un des cadres (position perpendiculaire du courant). Le deuxième cadre est posé sur le fond sur une surface de 1/20 du $m^2$ (Figure 9).



**Figure 9**. Filet Surber utilisé lors de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques.

Au niveau des substrats à galets et rochers, nous les soulevons et nous les lavons à l'entrée du filet, l'équivalent de sa surface de 1/20 du $m^2$. Une fois l'échantillonnage effectué, le filet est lavé et vidé dans un récipient étiqueté sur lequel nous précisons la station du prélèvement, la date et toutes les caractéristiques environnementales de la station.

Une fois prélevés, les échantillons ont été lavés et fixés au formaldéhyde (concentration 10 %) en vue de la détermination au laboratoire des organismes qu'ils contiennent.

## 7. Tri, identification et dénombrement des macroinvertébrés benthiques

Les organismes collectés sont manipulés à l'aide d'une pince et d'un pinceau dans des boites de Pétri. Le tri du matériel biologique récolté se fait sur une première étape de lavage de l'échantillon, puis à l`aide d`une loupe binoculaire en prélevant tous les organismes et les séparant en grands groupes systémiques dans des tubes contenant de l'éthanol à 70%. Les invertébrés sont par la suite déterminés en poussant l'identification à la famille, au genre mais rarement à l'espèce. La liste des macroinvertébrés benthiques est établie en suivant l'ordre systématique classé par Tachet et al. 2010.

## 8. Traitement des données

### 8.1. Méthodes de caractérisation des traits de vie des macroinvertébrés benthiques

L'identification de l'animal constitue un préalable fondamental, mais la connaissance du nom de l'animal n'a d'intérêt que si nous lui donnons une signification écologique (Tachet et al. 2010). Les traits de vie fondamentaux de la faune des macroinvertébrés étudiée (biologie, physiologie et écologie) sont subdivisés en un ou plusieurs traits secondaires et pour chacun de ces derniers, des modalités ont été définies en utilisant un système de codage flou (Chevenet et al. 1994 ; Dolédec et al. 1999). Dans ce système de codage, pour un trait donné, une valeur 0 indique l'absence d'affinité d'un taxon avec la modalité, une valeur 1 une faible affinité, une valeur 2 une affinité moyenne et une valeur 3 ou > à 3 correspond à une faible affinité (tableau 7) (Tachet et al. 2010). Le codage flou permet d'attribuer aux différentes espèces rencontrées une valeur quantifiant l'affinité que portent ces espèces pour les différentes modalités d'un trait écologique ou biologique donné. Ces traits sont donc susceptibles de nous renseigner sur une pollution organique ou bien une dégradation physique des habitats.

Tachet et al. (2010), citent un ensemble de 22 traits de vie dont nous énumérons ci-dessous les 15 traits pris en considération lors de cette étude (Tableau 7) :

**Tableau 6.** Traits de vie des macroinvertébrés benthiques pris en considération lors de la présente étude (selon Tachet et al. 2010).

| N° | Traits | Code de la modalité | Nature de la modalité |
|---|---|---|---|
| 1 | Taille maximale (mm) | 1 | <2,5 |
| | | 2 | 2,5-5 |
| | | 3 | 5-10 |
| | | 4 | 10-20 |
| | | 5 | 20-40 |
| | | 6 | 40-80 |
| | | 7 | <80 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 2 | Cycle vital (durée) | 1 | ≤1 an |
| | | 2 | >1 an |
| 3 | Nombre générations/an | 1 | <1 |
| | | 2 | 1 |
| | | 3 | >1 |
| 4 | Stade aquatique | 1 | œuf |
| | | 2 | larve |
| | | 3 | nymphe |
| | | 4 | adulte |
| 5 | Reproduction (sexuée et asexuée) | 1 | ovoviviparité + soin aux jeunes |
| | | 2 | œufs isolés, libres |
| | | 3 | œufs isolés, fixés |
| | | 4 | pontes (cimentées ou fixées) |
| | | 5 | pontes, libres |
| | | 6 | pontes endophytiques |
| | | 7 | pontes terrestres |
| | | 8 | reproduction asexuée |
| | | 9 | parthénogenèse |
| 6 | Dispersion | 1 | aquatique passive |
| | | 2 | aquatique active |
| | | 3 | aérienne passive |
| | | 4 | aérienne active |
| 7 | Forme de résistance | 1 | œufs, gemmules, statoblastes, coques |
| | | 2 | cocons |
| | | 3 | logette contre dessiccation |
| | | 4 | diapause ou quiescence |
| | | 5 | aucune |
| 8 | Type de nourriture | 1 | sédiments fins + micro-organismes |
| | | 2 | débris <1 mm |
| | | 3 | débris végétaux > 1 mm |
| | | 4 | microphytes vivants |
| | | 5 | macrophytes vivants |
| | | 6 | animaux morts > 1 mm |
| | | 7 | microinvertébrés vivants |
| | | 8 | macroinvertébrés vivants |
| | | 9 | vertèbres |
| 9 | Mode d'alimentation | 1 | absorption à travers les téguments |
| | | 2 | mangeur de sédiments fins |
| | | 3 | broyeur |
| | | 4 | racleur, brouteur |
| | | 5 | filtreur |
| | | 6 | perceur (algivore ou prédateur suceur) |
| | | 7 | prédateur (découpeur ou avaleur) |
| | | 8 | parasite |
| 10 | Respiration | 1 | tégument |
| | | 2 | branchies |
| | | 3 | plastron |
| | | 4 | stigmates (respiration aérienne) |
| | | 5 | vésicules hydrostatistiques |
| 11 | Température | 1 | sténotherme : psychrophile (<15°C) |
| | | 2 | sténotherme : thermophile (>15°C) |
| | | 3 | eurytherme |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 12 | pH (preferendum) | 1 | <4 |
| | | 2 | 4-4,5 |
| | | 3 | 4,5-5 |
| | | 4 | 5-5,5 |
| | | 5 | 5,5-6 |
| | | 6 | >6 |
| 13 | Degré de trophie | 1 | oligotrophe |
| | | 2 | mésotrophe |
| | | 3 | eutrophe |
| 14 | Valeur saprobiale | 1 | xénosaprobe |
| | | 2 | oligosaprobe |
| | | 3 | béta mésosaprobe |
| | | 4 | alpha mésosaprobe |
| | | 5 | polysaprobe |
| 15 | Salinité | 1 | eau douce |
| | | 2 | eau saumâtre |
| 16 | Mode de locomotion en relation de substrats | 1 | vol |
| | | 2 | nageur en surface |
| | | 3 | nageur en pleine eau (plancton, necton) |
| | | 4 | rampant |
| | | 5 | fouisseur (épibenthique) |
| | | 6 | endobenthique (interstitiel) |
| | | 7 | fixation temporaire |
| | | 8 | fixation permanente |
| | | 9 | |
| 17 | Courant | 1 | nul |
| | | 2 | lent (< 25 cm/s) |
| | | 3 | moyen (25-50 cm/s) |
| | | 4 | rapide (>50 cm/s) |
| 18 | Micro-habitats (Préférendum) | 1 | dalles, blocs, pierres, galets |
| | | 2 | graviers |
| | | 3 | sable |
| | | 4 | limon |
| | | 5 | macrophytes, algues filamenteuses |
| | | 6 | microphytes |
| | | 7 | branches, racines |
| | | 8 | litières |
| | | 9 | vase |

- ✓ Trait 1 : Taille maximale (body size)

  La taille considérée est celle qui est atteinte au dernier stade en milieu aquatique. Pour ce trait sept modalités ont été définies.

- ✓ Trait 2 : Cycle vital (life cycle)

  Le cycle vital des macroinvertébrés varie de quelques semaines (Diptères du groupe des Simuliidae) à plusieurs décennies (Bivalves du genre *Margaritifera*) mais, excepté pour les insectes, cette information reste souvent vague.

- ✓ Trait 3 : Nombre de générations par an

  Pour les insectes, l'information apportée par ce trait est en partie redondante avec le trait du cycle vital, en revanche pour les autres macro-invertébrés, l'information apportée vient compléter celle du trait du cycle vital. Trois modalités ont été définies.

- ✓ Trait 4 : Stade aquatique

  Certains organismes passent tout leur cycle vital en milieu aquatique (holobiotique), d'autres ne sont présents qu'à certains stades (amphibiotique). Quatre modalités ont été définies, la modalité ‘’nymphe’’ conserne surtout les Trichoptères et les Diptères.

- ✓ Trait 5 : Reproduction

  Ce trait intègre les deux types de reproduction : sexuée et asexuée. Pour prendre en compte ces différents aspects, neuf modalités ont ainsi été définies.

- ✓ Trait 6 : Dispersion (mode de dispersion)
- ✓ La dispersion des invertébrés peut être aquatique et passive ; elle peut cependant être active, notamment pour des organismes occupant des milieux à courant lent ou nul.
- ✓ Trait 7 : Forme de résistances

  Lorsque les conditions deviennent défavorables, notamment en périodes hivernales ou estivales, certains macro-invertébrés ont développé des stratégies de survie.

- ✓ Trait 8 : Type de nourriture

  La nourriture peut être constituée d'éléments organiques (en majorité d'origine végétale) et de micro-organismes. Ces éléments seront séparés en fonction de leur taille en trois modalités.

- ✓ Trait 9 : Mode d'alimentation

  Huit modalités ont été retenues pour ce trait (absorbeurs, mangeurs de sédiments fins, broyeurs, racleurs et brouteurs de substrat, filtreurs, perceurs, prédateurs, parasites).

- ✓ Trait 10 : Respiration

  En raison de la diversité des macroinvertébrés, les modes respiratoires sont très variés (cinq modalités). Cette respiration peut se faire : directement à travers les téguments pour les organismes primitifs ; grâce à des branchies ‘’sanguine’’ ; grâce à des branchies trachéennes ; grâce à des stigmates ; grâce à un plastron respiratoire.

- ✓ Trait 11 : Température

  On peut distinguer deux types d'organismes en fonction de leur relation avec la température : des organismes eurythermes, capables de résister à des variations importantes de température et des organismes sténothermes, qui ne peuvent supporter que des variations de température de faible amplitude.

- ✓ Trait 12 : pH

  Selon le substratum (calcaire ou cristallin) et aussi sous l'action de l'homme (pluies acides), les eaux sont plus ou moins acides. Comme pour la température, certains organismes sont euryèces ou sténoèces.

- ✓ Trait 13 : Salinité

Les organismes que nous étudions sont d'eau douce.

✓ Trait 14 : Mode de locomotion et relation avec le substrat

Les organismes peuvent être libres ou fixés (même temporairement).

✓ Trait 15 : Courant

En fonction de la vitesse du courant, 4 modalités ont été définies.

### 8.2. Méthode d'évaluation de la qualité biologique des cours d'eau étudiés (calcul de l'Indice Biologique Global Normalisé : IBGN)

Les méthodes d'évaluation de la qualité biologique de l'eau sont multiples et permettent de détecter les probables impacts d'une perturbation quelconque. Dans le présent travail, nous avons porté notre choix sur le calcul de l'IBGN : l'Indice Biologique Global Normalisé. Cet indice permet d'évaluer la qualité hydrobiologique de l'eau dans un point donné, par l'intermédiaire de la composition du peuplement d'invertébrés benthiques qui y vivent. L'IBGN varie en fonction de la qualité physicochimique de l'eau, il est influencé particulièrement par la pollution organique et chimique, mais aussi par la nature des substrats et des conditions climatiques. L'Indice Biologique Global constitue ainsi une information synthétique exprimant l'aptitude d'un cours d'eau au développement des invertébrés benthiques toutes causes confondues. Il permet un classement objectif des qualités biogènes de sites appartenant à des systèmes différents, naturels, modifiés, artificiels ou diversement dégradés (Archaimbault et Dumont, 2010).

Une fois le tri des macroinvertébrés est réalisé et la liste faunistique établie, on déterminera :

- La variété taxonomique de l'échantillon (∑t), c'est-à-dire le nombre total de taxons identifiés, quel que soit le nombre d'individus trouvé par taxon.
- Le groupe faunistique indicateur (G.I., ou groupe repère : GR) le plus "polluo-sensible" c'est-à-dire le taxon indicateur ayant une présence significative sur la station (au moins 3 ou 10 individus selon les taxons) et possédant l'indice le plus élevé possible.
- L'IBGN est alors calculé à partir d'un tableau d'analyse à double-entrée : en abscisses des classes de variétés taxonomiques (classe 1 à 14) et en ordonnées, des groupes faunistiques indicateurs, aménagés par ordre décroissant (indice 9 à 1) de sensibilité aux pollutions (Annexe 2).

Définition des classes :

✓ 1A : eau de qualité excellente (absence de pollution).

✓ 1B : eau de bonne qualité (avec pollution modérée).

✓ 2 : eau de qualité moyenne (avec pollution nette).

✓ 3 : eau de qualité médiocre (avec pollution importante).

HC* : eau de mauvaise qualité (avec pollution excessive) (Tableau 6).

**Tableau 7.** Grille d'appréciation de la qualité de l'eau (AFNOR, 1992).

| IBGN | ≥ 17 | 13-16 | 9-12 | 5-8 | 4 |
|---|---|---|---|---|---|
| Classe de qualité | 1A | 1B | 2 | 3 | HC* |
| Couleur correspondante | Bleu | Vert | Jaune | Orange | Rouge |
| Qualité hydrobiologique | Très bonne | Bonne | Moyenne | Médiocre | Mauvaise |

HC* : Hors classe.

### 8.3. Méthodes de calcul des paramètres de structure et d'organisation des peuplements des macroinvertébrés benthiques

✓ **Fréquence d'abondance (F)**

La fréquence d'abondance (**F**) ou fréquence centésimale correspond au pourcentage d'individus d'une espèce ($n_i$) par rapport au total des individus recensés (**N**) d'un peuplement. Elle peut être calculée pour un prélèvement ou pour l'ensemble des prélèvements d'une biocénose (Dajoz, 1985).

$$F = n_i / N$$

✓ **Fréquence d'occurrence (indice de Constance)**

La constance ou indice de constance (**C**) est le rapport du nombre des relevés contenant l'espèce étudiée ($P_i$), au nombre total des relevés (**P**) exprimé en pourcentage (Dajoz, 1985).

$$C\ (\%) = P_i / P \times 100$$

Bigot et Bodot (1973), distinguent des groupes d'espèces en fonction de leur fréquence d'occurrence :

- Les espèces constantes sont présentes dans 50% ou plus des relevés effectués.
- Les espèces accessoires sont présentes dans 25 à 49% des prélèvements.
- Les espèces accidentelles sont celles dont la fréquence est inférieure à 25%.
- Les espèces très accidentelles qualifiées de sporadiques, ont une fréquence inférieure à 10%.

✓ **Indice de similitude des peuplements (Indice de Sorensen)**

Afin de pouvoir statuer sur la similitude ou la différence existante dans la composition des peuplements des macroinvertébrés benthiques étudiés dans l'espace, nous avons comparé la structure des relevés par une analyse discriminatoire en calculant l'indice de Sorensen ou le coefficient de similitude de Sorensen ($Q_s$) (Magurran, 2004).

$$Q_S = (2c / a+b) \times 100$$

Où :

a : nombre d'espèces mentionnées dans le relevé 1,

b: nombre d'espèces décrites dans le relevé 2,

c : nombre d'espèces recensées simultanément dans les 2 relevés 1 et 2.

### 8.4. Méthodes de calcul des paramètres et indices de diversité

✓ **Richesse spécifique totale :**

Par définition ; la richesse spécifique totale (**S**) est le nombre d'espèces (ou de taxons) contractées au moins une seule fois au terme de **N** relevés effectués. L'adéquation de ce paramètre à la richesse réelle est bien entendu d'autant meilleure que le nombre de relevés est plus grand (Blondel, 1979).

✓ **Indice de diversité de Margalef** (Margalef, 1960)

Cet indice ne tient pas compte de l'abondance relative des taxons. Il est défini par la relation suivante :

$$\alpha = (n_i - 1) / \log_2 N$$

$n_i$ : nombre d'individus de l'espèce de rang i

**N**: nombre total d'individus.

La diversité est minimale quand **α** tend vers le zéro et est maximale quand α tend vers ∞.

✓ **Indice de diversité de Shannon**

Cet indice symbolisé par la lettre **H'** fait appel à la théorie de l'information. La diversité est fonction de la probabilité de présence de chaque espèce dans un ensemble d'individus. La valeur de **H'** représentée en unités binaires d'information ou bits et donnée par la formule suivante (Blondel, 1979 ; Dajoz, 1985 ; Magurran, 2004) :

$$H' = -\sum P_i \log_2 P_i$$

Où : $P_i$ représente le nombre d'individus de l'espèce i par rapport au nombre total d'individus recensés (**N**).

$$P_i = n_i / N$$

Cet indice renseigne sur la diversité des espèces d'un milieu étudié. Lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce, l'indice de diversité est égal à 0 bits (Magurran, 2004).

✓ **Indice de Pielou** (équirépartition des populations ou équitabilité)

L'indice d'équitabilité ou d'équirépartition (**E** de Pielou) est le rapport entre la diversité calculée (**H'**) et la diversité théorique maximale ($H_{max}$) qui est représentée par le $\log_2$ de la richesse totale (**S**) (Blondel, 1979).

$$E = H' / H_{max}$$

Où : **H'** est l'indice de Shanon : $H_{max} = \log_2 S$

Cet indice varie de zéro à un. Lorsqu'il tend vers zéro (E < 0,5), cela signifie que la quasi-totalité des effectifs tend à être concentrée sur une seule espèce. Il est égal à 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance (Barbault, 1981).

✓ **Indice de Brillouin**

Pielou (1969-1975), considérait que lorsque l'échantillonnage au hasard n'est pas garanti, l'indice de Brillouin est l'indice d'information le plus approprié pour mesurer la diversité d'un échantillon de la biocénose. Cet indice a été proposé la première fois par Brillouin en 1956 pour l'étude de la diversité de la végétation herbacée (Magurran, 2004). Symbolisé par HB, l'indice de Brillouin est calculé par la formule suivante :

$$HB = (\ln N ! - \ln n_i ! ) / N$$

Avec : N = effectif total et $n_i$ = effectif du taxa i

## 9. Analyses statistiques

### 9.1. L'analyse Self Organizing Map algorithm (SOM)

Nous avons utilisé l'analyse de la SOM afin d'étudier lles patrons de répartitions des communautés des macroinvertébrés benthiques à travers une composition multivariée combianat à la fois les facteurs environnementaux et les traits de vie. Pour séparer les stations en fonction des variables de l'environnement mesurées, nous avons utilisé l'algorithme d'auto-organisation de la carte (SOM : Self Organizing Map) implémenté dans la boîte à outils SOM (Vesanto et al. 1999). Les atouts de l'analyse du SOM par rapport aux analyses multivariées conventionnelles ont été discutés dans Giraudel et Lek (2001). Combinant les fonctions d'ordination et d'analyse de gradient, le SOM est pratique pour visualiser les données de manière facilement interprétable sans transformation préalable. L'algorithme SOM est une procédure d'apprentissage non supervisée qui transforme des données d'entrée multidimensionnelles en une carte bidimensionnelle soumise à une contrainte topologique (préservation du voisinage) (détaillée dans Kohonen, 2001). Le SOM trace ainsi les similitudes des données en regroupant des éléments de données similaires dans un espace 2D (visualisé sous forme de grille) à l'aide d'un processus d'apprentissage itératif détaillé dans Park et al. (2003). L'algorithme SOM est particulièrement pertinent pour l'analyse d'ensembles de variables qui varient et co-varient de manière non linéaire, et / ou qui ont des distributions asymétriques. De plus, l'algorithme SOM effectue la moyenne du jeu de données en entrée en utilisant des vecteurs de pondération tout au long du processus d'apprentissage et élimine ainsi les impuretés.

Une description complète de la procédure de modélisation utilisée ici (formation, sélection de la taille de la carte, nombre d'itérations, mesures de la qualité de la carte) a été détaillée dans Park

et al. (2003) et Céréghino et Park (2009). La structure du SOM pour cette analyse est composée de deux couches de neurones connectées par des poids (ou intensités de connexion) : la couche d'entrée était composée de 19 neurones (7 variables d'habitat et 12 variables chimiques) connectés aux 11 stations et a la couche de sortie était composé de 15 neurones visualisés sous forme de cellules hexagonales organisées sur un tableau à 5 lignes et 3 colonnes. Le nombre de neurones de sortie a été retenu après des tests de quantification et d'erreurs topographiques (voir Céréghino et Park, 2009). À la fin de la formation, chaque station est définie dans un hexagone de la carte SOM. Les stations apparaissant distantes dans l'espace de modélisation (en fonction de l'habitat et des variables chimiques utilisées lors de la formation) représentent les différences attendues pour les caractéristiques environnementales réelles. L'algorithme de Ward a été appliqué pour regrouper la carte entraînée (Ultsch, 1993).

Les unités SOM (hexagones) ont été divisées en grappes selon les vecteurs de pondération des neurones, et les grappes ont été justifiées pour une solution à faible variance dans les grappes et forte variance entre les grappes. Afin d'analyser la contribution des variables de l'habitat et de la physicochimie des cours d'eau aux structures de cluster du SOM formé, chaque variable d'entrée calculée pendant le processus de formation a été visualisé dans chaque neurone (hexagone) du SOM formé en échelle de gris. Cette méthode de visualisation décrit directement les pouvoirs discriminatoires des variables d'entrée dans la cartographie (Kohonen, 2001).

Afin de mettre en évidence les relations entre variables environnementales et biologiques, nous avons introduit l'abondance des espèces de macroinvertébrés dans le SOM précédemment formé avec les 19 variables environnementales, il s'agit de : 12 paramètres physicochimiques (la température (°C), le pH, la turbidité (NTU), la conductivité (µS/cm), la Salinité (‰), les Nitrates ($NO_3^-$), les Nitrites ($NO_2^-$), l'Oxygène dissous ($O_2$), le total des solides dissous (TDS), les Chlorures ($Cl^-$) et le titre alcalimétrique complet (TAC)). 4 types d'habitats (rochers, galets, sable fin et sable grossier) ; le débit de l'eau ; l'occupation d'éspace et l'altitude. Au cours de la formation, nous avons attribué un poids nul à chaque taxon de macroinvertébrés, tandis que les variables environnementales ont reçu un poids de 1, de sorte que la répartition des stations dans le SOM ne repose que sur les 19 variables environnementales. La définition de la valeur de masque à zéro pour un composant donné supprime l'effet de ce composant sur l'organisation. Les valeurs relatives à l'abondance des espèces visualisées sur le SOM précédemment formé à l'aide de variables environnementales ne montrent donc que les préférences des espèces en termes d'habitat et de conditions chimiques.

### 9.2. La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

Nous avons utilisé l'analyse de la classification hiérarchique ascendante afin d'étudier la diversité des communautés des macroinvertébrés benthiques en fonction d'un gradient altitudinal. Cette analyse permet en effet de construire une hiérarchie entière des objets dans un ordre ascendant. En commençant par considérer chaque individu comme une classe, on essaye de fusionner deux ou plusieurs classes appropriées (selon la similarité) pour former une nouvelle classe. Le processus est itéré jusqu'à ce que tous les individus se trouvent dans une même classe. Cette classification génère un arbre que l'on peut couper à différents niveaux pour obtenir un nombre des classes plus ou moins grand (Lebart et al. 1997).

Le genre (taxon) *Baetis sp* a été exclu lors du calcul de l'indice de Shannon et l'analyse de classification hiérarchique (CAH) en raison de sa grande abondance.

La variation des paramètres physicochimiques de l'eau (vitesse, pH, conductivité, TDS, salinité, turbidité), la profondeur et la largeur du site du cours d'eau, selon un gradient altitudinal, ont été testées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM) (erreur distribuée de Poisson et fonction de lien de journal). La même analyse statistique a été réalisée pour tester l'effet de la position altitudinale sur la richesse totale en diversité (S) et l'abondance moyenne (N moyenne) des insectes benthiques. Seules les variables avec $p < 0,05$ ont été interprétées comme statistiquement significatives.

Les tests statistiques ont été réalisés à l'aide de la version R de l'environnement informatique (R Development Core Team 2018) (Henriques-Oliveira et Nessimian, 2010). La similarité entre les compositions taxonomiques basées sur la matrice de présence / absence pour les communautés d'insectes benthiques de chaque zone altitudinale étudiée a été analysée par grappes selon la méthode de couplage moyen du programme XLSTAT 2010.

### 9.3. L'analyse RLQ (Analyse simultanée des traits fonctionnels, des variables environnementales et de la composition taxonomique)

Une analyse RLQ a été utilisée pour relier les caractéristiques fonctionnelles des macroinvertébrés benthiques aux variables environnementales par le biais de la composition taxonomique. Le RLQ est une extension de l'analyse de la co-inertie (Dolédec et Chessel, 1994) qui permet de relier trois tableaux : un tableau de trait fonctionnels (nommé Q), un tableau d'environnement (R) et un tableau d'abondance des espèces (L) utilisé comme lien entre Q et R (Figure 10). Cette analyse a été appliquée avec succès dans des études écologiques portant sur les oiseaux (Hausner et al. 2003), les coléoptères (Ribera et al. 2001), les macroinvertébrés d'eau douce (Díaz et al. 2008) et les plantes aquatiques (Baattrup-Pedersen et al. 2016).

L'analyse RLQ résume les structures multivariées en examinant les mélanges linéaires de traits et de variables environnementales sur lesquels les stations et les taxons sont estimés, fournissant ainsi les nouveaux scores de sites et de taxons les plus covariants. Ces nouveaux scores doivent être comparés à ceux des analyses isolées de chaque tableau afin d'évaluer le degré de variabilité pris en compte par l'analyse du RLQ et d'évaluer la puissance de la relation entre les caractéristiques et les variables environnementales. La signification globale de cette relation a également été évaluée via un test global de Monte-Carlo utilisant 99.999 permutations aléatoires des rangées du tableau R (stations ; modèle 2 ; Dray et al. 2014) et des rangées du tableau Q (espèce ; modèle 4 ; Dray et al. 2014). L'ensemble de données contient les abondances de 72 taxons sur 36 sites. Les macroinvertébrés benthiques sont décrits par 11 traits décrit avec leurs codes (taille maximale du corps BS, cycle vital (CD), nombre de génération/an (CY), stade aquatique (AS), Reproduction (RE), dispertion (DM), forme de résistance (RF), respiration (RM), mode de locomotion (LO) et le type de nourriture (FD). Ainsi que 12 variables environnementales ont été mesurées dans les stations (l'altitude, l'occupation de l'espace ainsi que 10 variables liées a la physicochimie de l'eau : température, pH, la turbidité, la conductivité, les nitrates, les nitrites, l'oxygène dissous, Titre des solides dissous, Chlorures et le titre alcalimétrique complet).

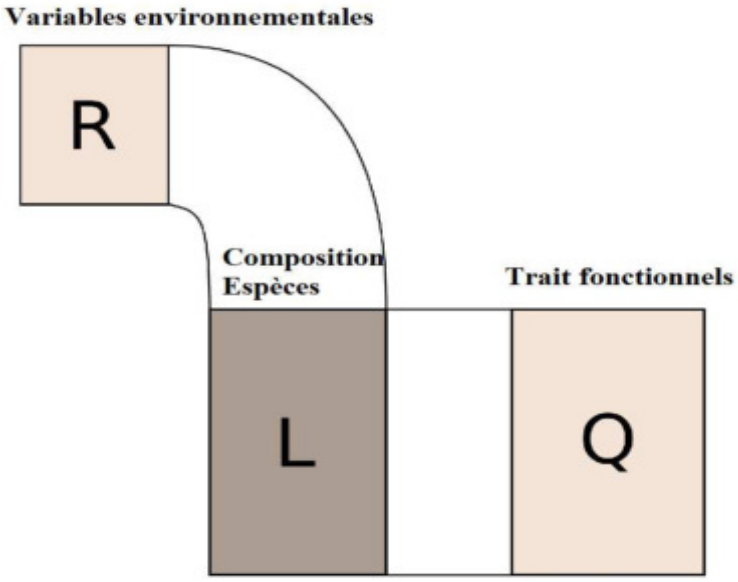



**Figure 10.** Les trois matrices utilisées dans l'analyse multivariée des données de la communauté des macroinvertébrés benthiques : matrice des variables environnementales (R), la composition des espèces (L) et traits fonctionnels des espèces (Q).

# Chapitre 2. Conditions environnementales et qualité des cours d'eau du Parc National de Belezma

## 1. Introduction

Les eaux sont très irrégulièrement réparties à la surface de la planète : 97 % du volume total s'accumule dans les océans, 2 % sur les continents, 0,6 % en phase solide dans les inlandsis polaires et les glaciers, enfin une part très modeste en phase gazeuse dans l'atmosphère (Ghislain, 2006).

La limnologie peut être définie comme la science des eaux continentales et des organismes qui y vivent. De nos jours, cette science s'intéresse à toutes les eaux intérieures, qu'elles soient douces ou saumâtres, stagnantes (lacs, étangs,…), courantes (ruisseaux, rivières...) ou souterraines (nappes, rivières souterraines...) et aux organismes de la flore et de la faune qui y sont liés ; elle examine l'ensemble des interactions entre les caractéristiques des milieux et ces organismes (Dussart, 1966).

Parmi les applications des études de limnologie, l'évaluation de la qualité biologique des eaux courantes peut être procédée par plusieurs méthodes d'approche classiques (biochimiques, toxicologiques, biocénotiques, …) et actualisées telles les études biocénotiques et plus exactement celles fondées sur les macroinvertébrés benthiques connus comme bioindicateurs (Angelier, 2000).

La modification biologique provenant d'une perturbation, comporte simultanément une modification structurale du peuplement initial, une apparition et une prolifération d'espèces qui affichent des affinités pour des conditions particulières et une disparition plus ou moins rapide du peuplement initial ou d'une partie de celui-ci (Verneaux et Coll, 1982). D'après l'application des indices biologiques, le recensement des espèces dans les cours d'eau, par exemple, permet de conclure sur le degré de pollution. Par leur présence ou l'absence, leur comportement ou leur disparition, les macroinvertébrés pourront donc nous renseigner sur la qualité de l'eau (Rodier, 2000).

De nos jours, la législation environnementale visant la surveillance, la gestion et la protection des écosystèmes d'eau douce repose sur des indicateurs biologiques permettant d'évaluer la santé de ces écosystèmes (Stoddard et al. 2008 ; Dos Santos et al. 2011). Les organismes nationaux et régionaux de suivi des cours d'eau fournissent une importante masse de données spécifiques aux communautés biologiques et physicochimiques de l'environnement associé (Harris et Silveira, 1999 ; Paulsen et al. 2008 ; Mondy et al, 2012).

En effet, les caractéristiques biologiques des organismes vivants des eaux douces (taille du corps, statut trophique, etc.) sont potentiellement plus utiles que la structure taxonomique pour définir les patrons de distribution en se basant sur les conditions de référence des différentes écorégions concernées (Bonada et al. 2006), bien que les écologistes font traditionnellement usage de listes taxonomiques (Bernadet et al. 2013).

Toutefois, en Algérie tout comme le Parc National de Belezma les données sur la taxonomie et les conditions environnementales qui nous informent sur la qualité des cours d'eau sont inexistatntes ou insuffisante. Ce chapitre a pour objectifs de :

- ✓ Statuer sur les conditions environnementales générales dans 36 stations et 5 oueds échantillonnées dans le PNB. Ceci est réalisé à travers l'étude de la qualité des habitats et d'une multitude de paramètres physicochimiques de l'eau mesurées *in situ* et au laboratoire.
- ✓ Evaluer la qualité hydrobiologique de l'eau en se basant sur des groupes d'indicateurs biologiques par la méthode de l'IBGN.
- ✓ Statuer sur les conditions environnementales globales (caractéristiques hydrologiques, typologie de l'habitat, qualité de l'eau) de chacun des 5 cours d'eau établie et explorer les variations de ces conditions en fonction du gradient altitudinal.

## 2. Résultats

### 2.1. Conditions environnementales générales des 5 oueds et des 36 stations étudiées

Les conditions environnementales des oueds prospectés varient d'un oued à un autre et d'une station à une autre au sein du même oued.

Dans l'Oued Hamla, l'altitude des stations échantillonnées varie de 1267 m (S14) à 1411 m (S1), l'occupation de l'espace est de type forestier. La vélocité est globalement très lente. Ces stations se caractérisent par de faibles profondeurs (35 cm maximum) et la largeur du cours d'eau varie entre 5 et 10 m. Aussi, le niveau des pentes varie d'une station à une autre dans le même oued avec un maximum de 45% (Tableau 8).

**Tableau 8.** Conditions environnementales des 8 stations étudiées de l'Oued Hamla

| Stations | Altitude | Occupation espace | Vélocité | Profondeur (cm) | Largeur (m) | Pente (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| S1 | 1411 | Forêt | 1 | 20 | 9 | 10 |
| S2 | 1316 | Forêt | 2 | 30 | 10 | 45 |
| S12 | 1406 | Forêt | 1 | 15 | 10 | 10 |
| S13 | 1341 | Forêt | 1 | 15 | 10 | 5 |
| S14 | 1267 | Forêt | 1 | 10 | 10 | 15 |
| S22 | 1299 | Forêt | 1 | 25 | 5 | 20 |
| S23 | 1384 | Forêt | 1 | 15 | 15 | 16 |
| S24 | 1408 | Forêt | 1 | 35 | 8 | 40 |

L'altitude dans Oued Chaaba varie de 1270 m (S27) à 1345 m (S3), la plupart des stations se caractérisent par une occupation de l'espace de type forestier, seules les stations S5 et S16 sont agricoles. La vélocité, est globalement forte à très forte. Ces stations se caractérisent par de faibles profondeurs (35 cm maximum) et la largeur du cours d'eau varie entre 4 et 10 m. Aussi, les pentes varient d'une station à une autre dans le même oued où les plus accentuées (45%) se trouvent à plus de 1330 m d'altitude (Tableau 9).

**Tableau 9.** Conditions environnementales des 8 stations étudiées de l'Oued Chaaba

| Stations | Altitude | Occupation espace | Vélocité | Profondeur (cm) | Largeur (m) | Pente (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| S3 | 1345 | Forêt | 4 | 30 | 8 | 45 |
| S4 | 1303 | Forêt | 3 | 35 | 9 | 10 |
| S5 | 1277 | Agricole | 3 | 20 | 9 | 35 |
| S15 | 1330 | Forêt | 3 | 20 | 10 | 10 |
| S16 | 1282 | Agricole | 3 | 25 | 8 | 5 |
| S25 | 1330 | Forêt | 4 | 20 | 5 | 45 |
| S26 | 1291 | Forêt | 3 | 20 | 5 | 30 |
| S27 | 1270 | Forêt | 3 | 30 | 4 | 35 |

Oued Bouilef se caractérise par un gradient altitudinal plus faible où l'altitude varie de 1039 à 1119 m. La plupart des stations se caractérisent par une occupation de l'espace de type forestier. La station S8 est la seule qui se situe à proximité d'un espace urbaine. La vélocité varie d'une station à une autre, allant de très lente à très rapide. Ces stations se caractérisent par de faibles profondeurs (10-35 cm) et la largeur du cours d'eau varie entre 3 et 6 m (Tableau 10).

**Tableau 10.** Conditions environnementales des 8 stations étudiées de l'Oued Bouilef

| Stations | Altitude | Occupation espace | Vélocité | Profondeur (cm) | Largeur (m) | Pente (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| S6 | 1075 | Forêt | 3 | 35 | 5 | 20 |
| S7 | 1043 | Forêt | 2 | 35 | 4 | 10 |
| S8 | 1039 | Urbain | 1 | 30 | 4 | 9 |
| S17 | 1119 | Forêt | 2 | 25 | 4 | 5 |
| S18 | 1077 | Forêt | 3 | 30 | 3 | 15 |
| S28 | 1074 | Forêt | 2 | 10 | 6 | 5 |
| S29 | 1073 | Forêt | 3 | 10 | 5 | 10 |
| S30 | 1073 | Forêt | 4 | 20 | 4 | 10 |

Oued El Ma présente une large variation altitudinale allant de 1045 à 1500 m. Les stations S9, S19 et S31 se caractérisent par une occupation de l'espace de type forestier tandis que les stations S10, S11, S32 et S33 se trouvent près de terrains agricoles. La vélocité est généralement moyenne. La station S11 présente une très lente vélocité et la station S33 très rapide. Ces stations se déterminent par des profondeurs allant jusqu'à 45 cm. La largeur ainsi que la pente du cours d'eau varient d'une station à une autre (Tableau 11).

**Tableau 11.** Conditions environnementales des 7 stations étudiées de l'Oued El Ma

| Stations | Altitude | Occupation espace | Vélocité | Profondeur (cm) | Largeur (m) | Pente (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| S9 | 1440 | Forêt | 3 | 35 | 8 | 20 |
| S10 | 1183 | Agricole | 2 | 20 | 6 | 10 |
| S11 | 1045 | Agricole | 1 | 35 | 5 | 5 |
| S19 | 1468 | Forêt | 2 | 15 | 10 | 10 |
| S31 | 1500 | Forêt | 3 | 15 | 3 | 15 |
| S32 | 1156 | Agricole | 3 | 30 | 5 | 5 |
| S33 | 1143 | Agricole | 4 | 45 | 6 | 5 |

L'oued Rhawet se situe à des altitudes plus hautes allant de 1400 à 1434 m. L'occupation de l'espace près de ces stations est généralement de type urbain. La vélocité est globalement moyenne et les stations se caractérisent par des profondeurs variant de 10 à 40 cm. Ici, la largeur

du cours d'eau est très restreinte et varie entre 2 et 4 m. Aussi, les pentes sont faibles dans l'ensemble des stations de cet oued (Tableau 12).

**Tableau 12.** Conditions environnementales des 5 stations étudiées de l'Oued Rhawet.

| Stations | Altitude | Occupation espace | Vélocité | Profondeur (cm) | Largeur (m) | Pente (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| S20 | 1409 | Urbain | 1 | 40 | 2 | 0 |
| S21 | 1434 | Urbain | 3 | 30 | 2 | 5 |
| S34 | 1400 | Agricole | 2 | 10 | 4 | 15 |
| S35 | 1408 | Urbain | 2 | 30 | 3 | 25 |
| S36 | 1429 | Urbain | 3 | 40 | 3 | 30 |

### 2.2. Caractérisation physicochimique de l'eau

Les paramètres physicochimiques de l'eau des oueds explorés varient d'un oued à un autre et d'une station à une autre au sein du même oued.

D'une manière générale, les paramètres mesurés dans les 8 stations de l'oued Hamla varient d'une station à une autre. La température de l'eau va de 7,8 à 15,9 °C et le pH de 7,4 à 8,12. En outre, le degré de salinité est de 0,2 ‰ dans toutes les stations étudiées indiquant que le cours d'eau est d'une eau douce et très faiblement salée. La turbidité de l'eau varie entre 2,8 à 14,6 NTU. En ce qui concerne les nitrates et les nitrites, nos données montrent qu'ils ne figurent que par des teneurs infimes. La concentration en nitrates varie autour d'une moyenne de 0,13 ± 0,09 mg/l avec une concentration maximale exceptionnelle de 0,4 mg/l notée dans la station S2 (0,49 mg/l). La concentration en nitrites varie autour d'une moyenne de 0,01 ± 0,008 mg/l avec une concentration maximale de 0,03 mg/l dans la même station (S2) (Tableau 13).

**Tableau 13.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'Oued Hamla.

| Stations / Paramètres Physicochimiques | S1 | S2 | S12 | S13 | S14 | S22 | S23 | S24 | Moyennes |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Température (°C) | 7,8 | 8,08 | 10,05 | 13,6 | 11,3 | 15,9 | 13,3 | 14,3 | 2,48 ± 11,79 |
| pH | 8,12 | 8,09 | 7,7 | 7,6 | 7,7 | 7,4 | 8 | 7,4 | 0,24 ± 7,75 |
| Conductivité (µs/cm) | 603 | 602 | 581 | 545 | 586 | 572 | 594 | 621 | 17 ± 588 |
| TDS (mg/l) | 291 | 290 | 256 | 239 | 257 | 231 | 242 | 321 | 26,09 ± 266 |
| Salinité (‰) | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 2,77 ± 0,2 |
| Turbidité (NTU) | 2,8 | 2,8 | 8,17 | 3,31 | 8,5 | 7,13 | 9,12 | 14,6 | 3,06 ± 5,33 |
| TAC (°F) | 26,1 | 25,03 | 30 | 28 | 25,5 | 27 | 23,5 | 15 | 2,88 ± 25,02 |
| $Cl^-$ (mg/l) | 1 | 1 | 0,9 | 0,9 | 1,3 | 0,8 | 0,9 | 1 | 0,1 ± 0,96 |
| $SO4^{2-}$ (mg/l) | 68,89 | 60,83 | / | / | / | / | / | / | 4,03 ± 64,86 |
| $NO_3^-$ (mg/l) | 0,21 | 0,49 | 0,01 | 0 | 0 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,13 ± 0,09 |
| $NO_2^-$ (mg/l) | 0,02 | 0,03 | 0,01 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 ± 0,008 |

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $O_2$ (mg/l) | 2,41 | 2,34 | 4,1 | 3,83 | 4,11 | 4,02 | 3,91 | 3,62 | 0,58 ± 3,54 |
| $NH_4^+$ (mg/l) | / | / | 0,04 | 0,07 | 1 | 0,05 | 0,09 | 0,05 | 0,26 ± 0,22 |

Dans l'oued Chaaba, les paramètres mesurés dans les 8 stations varient d'une station à une autre. Le pH varie de 7,4 à 8,12 et la température de l'eau entre 10,1 et 24,3 °C. De plus, le degré de salinité des 8 stations étudiées indique que l'eau est légèrement salée, variant entre 0,1 ‰ et 0,3‰. La turbidité de l'eau mesurée dans ces stations est d'une moyenne de 2,71 NTU. Les nitrates et les nitrites ne figurent que par des teneurs infimes. La concentration en nitrate varie autour d'une moyenne de 0,15 mg/l avec une concentration maximale de 0,5 mg/l notée dans la station S4. La concentration en nitrites en effet varie autour d'une moyenne de 0,01 ± 0,01 mg/l avec une concentration maximale de 0,03 mg/l dans la station (S5) (Tableau 14).

**Tableau 14.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'oued Chaaba

| **Stations**<br>**Paramètres Physicochimiques** | **S3** | **S4** | **S5** | **S15** | **S16** | **S25** | **S26** | **S27** | **Moyennes** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Température (°C) | 14,7 | 15 | 14,7 | 10,1 | 12,2 | 21,4 | 24,3 | 22,6 | 4,42 ±16,88 |
| pH | 8,11 | 8,04 | 8,04 | 7,8 | 8 | 8,2 | 8,3 | 7,9 | 0,12 ± 8,05 |
| Conductivité (µs/cm) | 572 | 672 | 813 | 565 | 615 | 513 | 565 | 543 | 69,56 ± 607,3 |
| TDS (mg/l) | 291 | 276 | 325 | 247 | 269 | 189 | 212 | 215 | 37,27 ± 253 |
| Salinité (‰) | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,03 ± 0,02 |
| Turbidité (NTU) | 4,13 | 4,53 | 5,45 | 4,39 | 12,9 | 3,62 | 5,31 | 10,7 | 2,71 ± 6,38 |
| TAC (°F) | 26,2 | 23,8 | 24,5 | 29 | 19 | 25 | 28 | 24,5 | 2,05 ± 25 |
| $Cl^-$ (mg/l) | 0,5 | 0,4 | 0,4 | 1 | 1,1 | 0,7 | 0,7 | 0,8 | 0,20 ± 0,7 |
| $SO4^{2-}$ (mg/l) | 73,94 | 70,09 | 94,35 | / | / | / | / | / | 9,93 ± 79,46 |
| $NO_3^-$ (mg/l) | 0,22 | 0,5 | 0,32 | 0,12 | 0 | 0 | 0,01 | 0 | 0,15 ± 0,15 |
| $NO_2^-$ (mg/l) | 0,02 | 0,02 | 0,03 | 0 | 0,01 | 0 | 0,01 | 0 | 0,01 ± 0,01 |
| $O_2$ (mg/l) | 1,99 | 1,99 | 2,38 | 4,08 | 3,81 | 3,74 | 3,82 | 3,88 | 0,82 ± 3,21 |
| $NH_4^+$ (mg/l) | / | / | / | 0,07 | 0,02 | 0,03 | 0,02 | 0,03 | 0,01 ± 0,04 |

D'une manière générale, les paramètres mesurés dans les 8 stations de l'oued Bouilef varient d'une station à une autre. La température de l'eau varie de 22,7 à 32,2 °C et le pH de 7,46 à 8,3. En outre, le degré de salinité est d'une moyenne de 0,02 ± 0,29 ‰, indiquant que l'eau est douce et très faiblement salée. La turbidité de l'eau varie entre 3,97 et 62,6 NTU. Les nitrates et les nitrites ne figurent que par des teneurs infimes avec une absence totale dans certaines stations. La concentration en nitrates varie autour d'une moyenne de 0,00 ± 0,003 mg/l alors que celle des nitrites varie d'une moyenne de 0,00 ± 0,006 (Tableau 15).

**Tableau 15.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'oued Bouilef

| Stations / Paramètres Physicochimiques | S6 | S7 | S8 | S17 | S18 | S28 | S29 | S30 | Moyennes |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Température (°C) | 25,6 | 22,7 | 24,5 | 32 | 30,3 | 29,3 | 32,2 | 28,5 | 2,9 ± 29,39 |
| pH | 7,46 | 7,5 | 7,51 | 7,7 | 8,1 | 8 | 8,2 | 8,3 | 0,30 ± 7,85 |
| Conductivité (µs/cm) | 813 | 747 | 747 | 856 | 902 | 741 | 698 | 713 | 59,91 ± 777,13 |
| TDS (mg/l) | 392 | 360 | 349 | 276 | 289 | 284 | 232 | 251 | 47,16 ± 304,13 |
| Salinité (‰) | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,02 ± 0,29 |
| Turbidité (NTU) | 9,11 | 3,97 | 5,29 | 19,1 | 62,6 | 4,9 | 13,7 | 22,6 | 12,83 ± 17,66 |
| TAC (°F) | 24 | 19,3 | 18,6 | 23,5 | 17 | 22 | 22,5 | 23,5 | 2,25 ± 21,3 |
| $Cl^-$ (mg/l) | 1 | 1 | 0,5 | 0,8 | 0,7 | 0,8 | 0,8 | 0,7 | 0,12 ± 0,79 |
| $SO4^{2-}$ (mg/l) | 36,61 | 33,28 | 36,76 | / | / | / | / | / | 1,51 ± 35,55 |
| $NO_3^-$ (mg/l) | 0 | 0 | 0 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0 | 0 | 0,00 ± 0,003 |
| $NO_2^-$ (mg/l) | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | 0,01 | 0,00 ± 0,006 |
| $O_2$ (mg/l) | 2,6 | 2,54 | 2,64 | 3,76 | 3,67 | 3,76 | 4,01 | 3,91 | 0,58 ± 3,36 |
| $NH_4^+$ (mg/l) | / | / | / | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,0048 ± 0,01 |

Dans l'oued El Ma, les paramètres mesurés dans les 7 stations varient d'une station à une autre. Le pH varie de 7,3 à 8,2 et la température de l'eau entre 11,7 et 20,8 °C. Le degré de salinité des 7 stations étudiées indique que l'eau est légèrement salée, variant entre 0,2 ‰ et 0,3 ‰. La turbidité de l'eau mesurée dans ces stations est d'une moyenne de 7,04 ± 12,72 NTU. En ce qui concerne les nitrates et les nitrites, nos données montrent qu'ils ne figurent que par des teneurs infimes. La concentration en nitrate varie autour d'une moyenne de 0,19 ± 0,11 mg/l avec une concentration maximale de 0,76 mg/l notée dans la station S9. La concentration en nitrite a une concentration maximale de 0,02 mg/l dans la station (S11) alors qu'elle est absente dans la station (S 32) (Tableau 16).

**Tableau 16.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 8 stations étudiées de l'oued El Ma

| Stations / Paramètres Physicochimiques | S9 | S10 | S11 | S19 | S31 | S32 | S33 | Moyennes |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Température (°C) | 11,7 | 18,8 | 15,5 | 14,6 | 12 | 14,7 | 20,8 | 2,51 ± 15,44 |
| pH | 7,4 | 7,3 | 7,3 | 8,2 | 7,9 | 8,2 | 8,1 | 0,38 ± 7,77 |
| Conductivité (µs/cm) | 700 | 590 | 651 | 603 | 701 | 591 | 520 | 52,90 ± 622,28 |
| TDS (mg/l) | 338 | 284 | 314 | 223 | 231 | 218 | 211 | 44,69 ± 274,14 |
| Salinité (‰) | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,02 ± 0,21 |
| Turbidité (NTU) | 6,08 | 22 | 7,12 | 28,1 | 6,57 | 9,31 | 9,9 | 7,04 ± 12,72 |
| TAC (°F) | 33,6 | 28,4 | 35 | 23 | 21 | 22,5 | 25 | 4,63 ± 29,93 |
| $Cl^-$ (mg/l) | 0,5 | 0,5 | 0,6 | 1,1 | 0,7 | 0,7 | 0,6 | 0,14 ± 0,67 |
| $SO4^{2-}$ (mg/l) | 10,41 | 12,41 | 5,91 | / | / | / | / | 2,44 ± 9,58 |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $NO_3^-$ (mg/l) | 0,76 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,01 | 0 | 0,19 ± 0,11 |
| $NO_2^-$ (mg/l) | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0 | 0,01 | 0,00 ± 0,01 |
| $O_2$ (mg/l) | 2,54 | 2,08 | 2,02 | 4,26 | 3,64 | 1,67 | 3,82 | 0,90 ± 2,86 |
| $NH_4^+$ (mg/l) | / | / | / | 0,07 | 0,05 | 0,07 | 0,05 | 0,01 ± 0,06 |

En ce qui concerne l'oued Rhawet, le pH varie de 7,2 à 7,9 et la température de l'eau entre 13 et 15,8 °C. De plus, le degré de salinité des 5 stations prospectées indique que l'eau est légèrement salée avec des teneurs variant entre 0,1 ‰ et 0,2 ‰. La turbidité de l'eau mesurée dans ces stations est d'une moyenne de 1,92 ± 5,20 NTU. La concentration en nitrates varie autour d'une moyenne de 2,33 ± 1,95 mg/l avec une concentration maximale de 4,91 mg/l notée dans la station S21. La concentration en nitrites est absente dans les stations (S20 et S35) (Tableau 17).

**Tableau 17.** Paramètres physicochimiques de l'eau des 5 stations étudiées de l'Oued Rhawet

| **Stations** / **Paramètres Physicochimiques** | **S20** | **S21** | **S34** | **S35** | **S36** | **Moyennes** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Température (°C) | 13,2 | 13 | 13,7 | 15,8 | 14,4 | 0,86 ± 14,02 |
| pH | 7,9 | 7,3 | 7,2 | 7,5 | 7,4 | 0,19 ± 7,46 |
| Conductivité (µs/cm) | 423 | 438 | 500 | 506 | 491 | 32,88 ± 471,6 |
| TDS (mg/l) | 184 | 191 | 234 | 222 | 193 | 18,56 ± 204,8 |
| Salinité (‰) | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,05 ± 0,14 |
| Turbidité (NTU) | 2,45 | 3,09 | 5,47 | 5,9 | 8,92 | 1,92 ± 5,20 |
| TAC (°F) | 26 | 27 | 20 | 21,5 | 19 | 3,04 ± 22,7 |
| $Cl^-$ (mg/l) | 0,8 | 0,7 | 0,6 | 0,6 | 0,7 | 0,06 ± 0,68 |
| $SO4^{2-}$ (mg/l) | / | / | / | / | / | / |
| $NO_3^-$ (mg/l) | 4,81 | 4,91 | 0,02 | 0 | 0 | 2,33 ± 1,95 |
| $NO_2^-$ (mg/l) | 0 | 0,01 | 0,01 | 0 | 0,01 | 0,00 ± 0,01 |
| $O_2$ (mg/l) | 3,64 | 3,74 | 3,71 | 3,52 | 3,62 | 0,06 ± 3,65 |
| $NH_4^+$ (mg/l) | 0,03 | 0,02 | 0,05 | 0,01 | 0,01 | 0,01 ± 0,05 |

Le calcul des moyennes des paramètres physicochimiques de l'eau pour les oueds échantillonnés nous a permis de faire une synthèse sous forme d'histogrammes. C'est à O. Bouilef qu'on note les températures de l'eau les plus élevées (2,9 ± 29,39 °C). Le pH de l'eau à O. Chaaba est le plus alcalin (8,05). O. Hamla représente les plus grandes concentrations en chlore (0,1 ± 0,96 mg/l) et en ammonium (0,26 ± 0,22 mg/l). Les taux de la salinité (0,02 ± 0,29 ‰) et de turbidité (12,83 ± 17,66 NTU) sont les plus élevées à O. Bouilef (Figure 11).

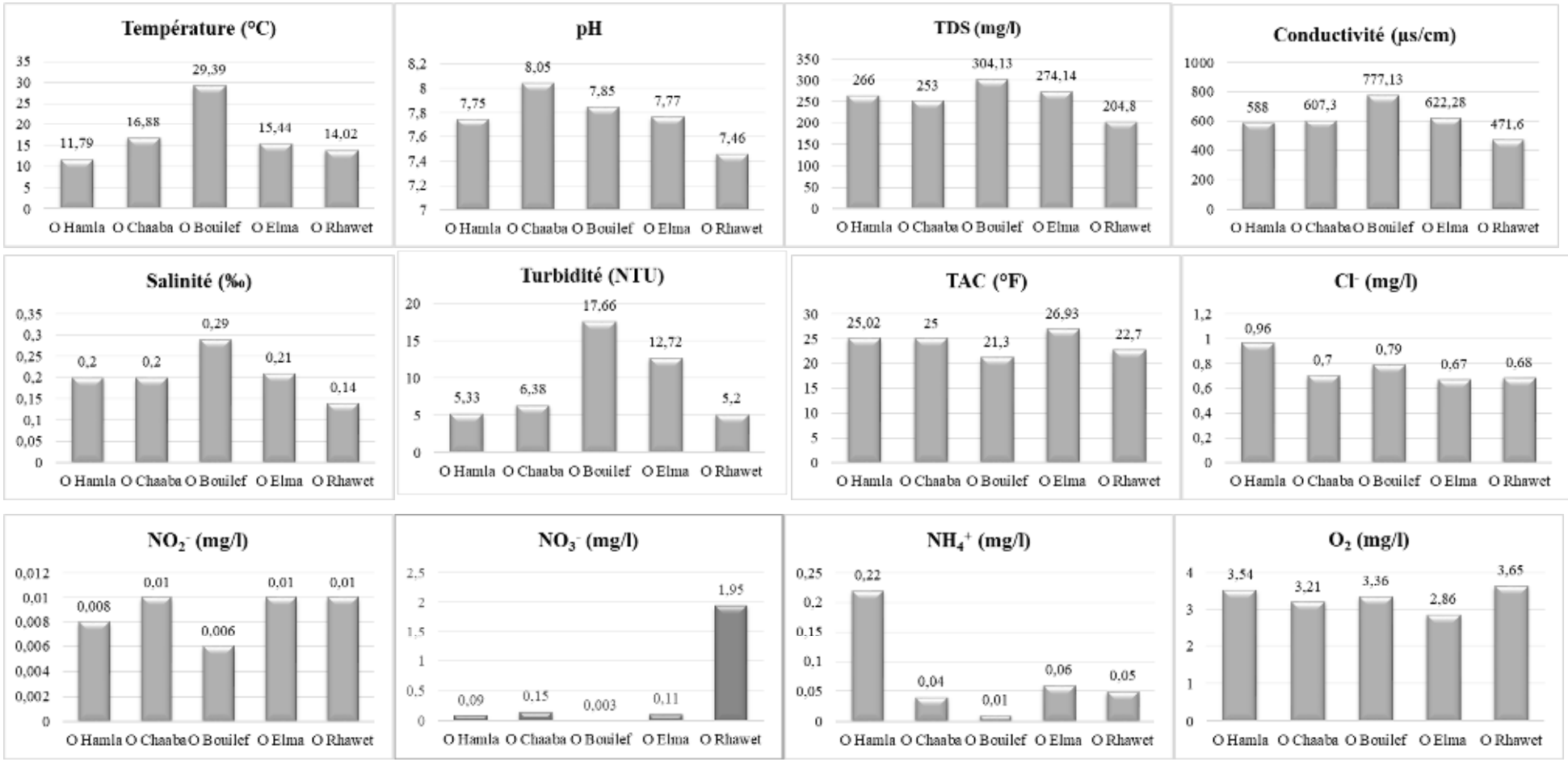



**Figure 11.** Valeurs moyennes des paramètres physicochimiques de l'eau des 5 cours d'eau étudiés dans le Parc National de Belezma.

### 2.3. Evaluation de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)

Afin de statuer sur la qualité hydrobiologique générale des 5 oueds étudiés, nous avons calculé les valeurs de l'IBGN pour chacun de ces oueds avec classification de la qualité de leurs eaux (Tableau 18).

**Tableau 18.** Grille d'appréciation de la qualité hydrobiologique de l'eau des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma

| Oued | Groupe indicateur | Valeur IBGN | Classe de qualité | Qualité de l'eau |
|---|---|---|---|---|
| O. Hamla | 3 | 11 | 2 | Moyenne |
| O. Chaaba | 4 | 9 | 2 | Moyenne |
| O. Bouilef | 4 | 11 | 2 | Moyenne |
| O. El Ma | 4 | 11 | 2 | Moyenne |
| O. Rhawet | 4 | 11 | 2 | Moyenne |

La qualité hydrobiologique de l'eau dans les 5 cours d'eau étudiés est qualifiée de moyenne (IBGN entre 9 et 11, classe de qualité 2), alliant une faible variété faunistique ce qui entrainerait une limitation de la valeur de l'IBGN. Un groupe indicateur de 3 taxons pour O. Hamla et 4 taxons pour les 4 autres oueds, indiquant une légère altération de la qualité de l'eau.

### 2.4. Corrélations globales entre les paramètres environnementaux des cours d'eau

L'enquête environnementale menée dans le PNB montre une variation des conditions environnementales entre les stations (Figure 12A) et les cours d'eau étudiés (Figure 12B). L'analyse RLQ révèle que les deux premiers axes (36 stations × 5 oueds échantillonnées sur la base de 12 variables environnementales) expliquent 77,84% de la variance globale (axe 1 = 65,11% ; axe 2 = 12,73%). Le premier axe (65,11%) présente généralement un gradient d'altitude (S20 et S21) et une concentration en nitrates dans l'eau (S36) (Figure 12C). Cet axe est positivement corrélé avec l'altitude et les nitrates et négativement corrélé avec la température et la conductivité (Figure 13D). Oued Rhawet est situé sur le côté droit du graphique, indiquant un gradient altitudinal plus élevé et une concentration relativement importante de nitrates. Par ailleurs, la température et la conductivité montrent une corrélation négative sur le côté gauche du graphe. Les stations représentées ici (S17, S18, S28, S29 et S30) sont implantés dans les basses altitudes d'Oued Bouilef (Figure 12D). Le deuxième axe est principalement représenté par des concentrations importantes en nitrites (Figure 13D). Les stations représentées ici (S1, S2, S3, S4, S5, S9 et S11) sont implantées dans trois oueds différents : O. Hamla, O. Chaaba et O. El-Ma (Figure 12B). En outre, la variabilité à l'intérieur de chaque station est influencée par la pression humaine, comme le montre le deuxième axe.

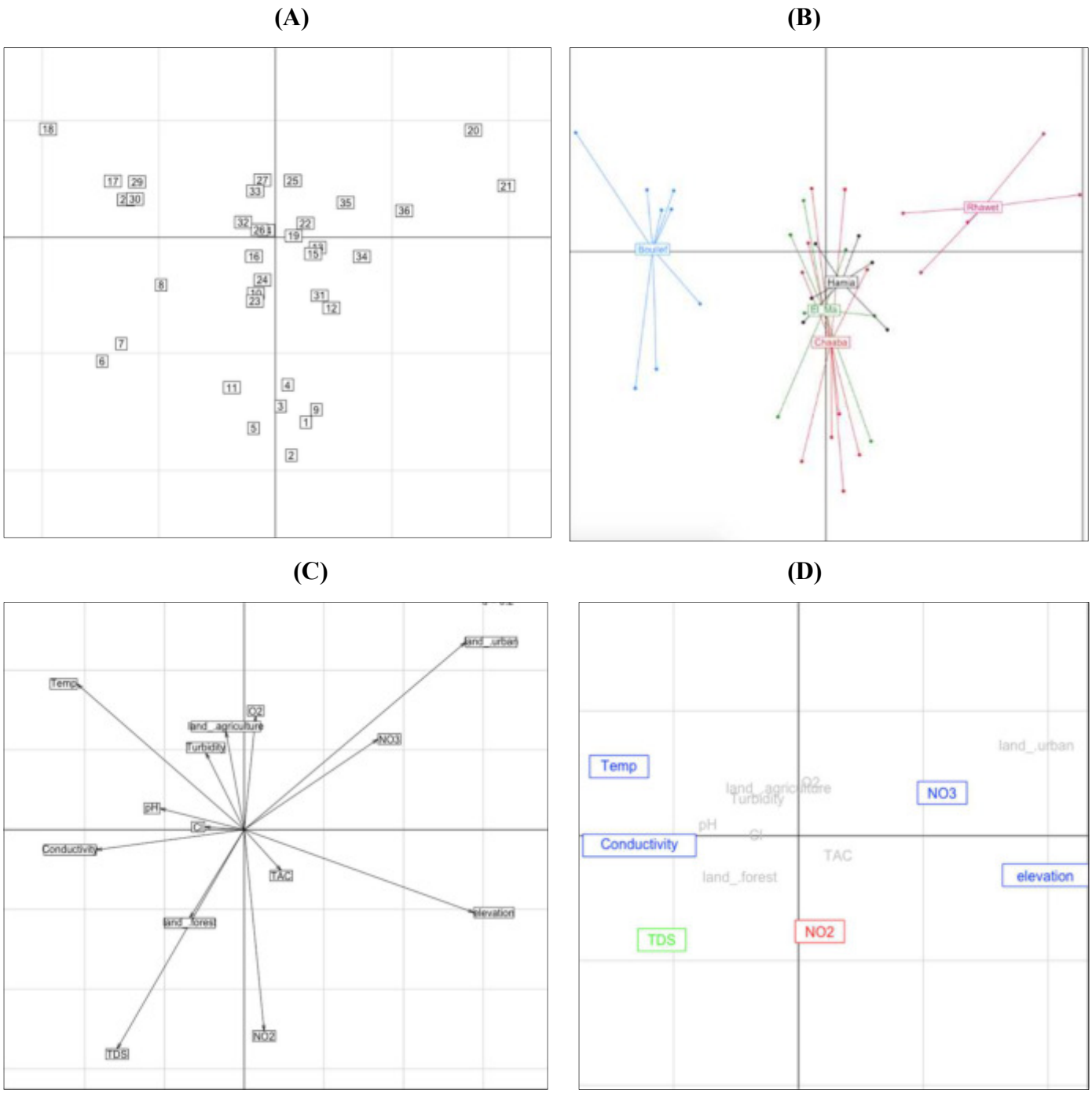



**Figure 12.** Les deux premiers axes de l'analyse RLQ à partir de la matrice de données combinant les variables environnementales des sites échantillonnés : (A) distribution des 36 stations selon les 2 axes ; (B) distribution des 5 oueds étudiés ; (C) variables environnementales ; (D) corrélations entre les variables environnementales.

### 2.5. Variation des paramètres environnementaux des cours d'eau en fonction de l'altitude

Les valeurs des paramètres environnementaux varient d'une station à une autre et d'un oued à un autre. Le pH varie entre 7,2 et 8,3. La valeur du pH la plus basse est mesurée dans la station

S26 dans l'O. Rhawet (7,2), le pH le plus élevé a été noté dans la station S9 (8,3) dans l'O. Chaaba (Tableau 19).

La conductivité électrique varie entre 423 et 701 µs / cm. La conductivité est plus élevée dans les stations S19 et S25 (701 µs / cm) à O. El Ma et la valeur inférieure a été mesurée à S22 (423 µs/cm) à O. Rhawet. Aussi, nous notons une grande variation dans la largeur (2 à 10 m) et la profondeur (10 à 45 cm du cours d'eau) dans les stations étudiées. La vélocité est généralement lente à moyenne ; seules les stations S4, S12 et S17 ont une vitesse rapide (Tableau 19).

**Tableau 19.** Localisation des 4 zones altitudinales et paramètres environnementaux des 28 sites échantillonnés dans les cours d'eau du Parc National de Belezma (Algérie).

| Zone Altitudinale AZ | Station | Altitude (m) | Latitude | Longitude | pH | Conductivité (µs/cm) | Salinité (mg/l) | TDS (mg/l) | Turbidité (NTU) | Velocité | profondeur (cm) | largeur (m) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **ZA1** | 1 | 1183 | 06°02'18'' | 35°36'98'' | 7,3 | 590 | 0,2 | 291 | 2,8 | 2 | 15 | 4 |
| | 2 | 1045 | 06°02'23'' | 35°37'27'' | 7,3 | 651 | 0,2 | 290 | 2,8 | 1 | 15 | 10 |
| | 3 | 1156 | 06°02'13'' | 35°37'13'' | 8,2 | 591 | 0,2 | 291 | 4,13 | 3 | 30 | 5 |
| | 4 | 1143 | 06°02'13'' | 35°37'18'' | 8,1 | 520 | 0,2 | 276 | 4,53 | 4 | 45 | 6 |
| **ZA2** | 5 | 1277 | 06°00'40'' | 35°37'36'' | 8,0 | 672 | 0,3 | 325 | 5,45 | 3 | 35 | 10 |
| | 6 | 1267 | 06°04'22'' | 35°34'54'' | 7,7 | 586 | 0,3 | 338 | 6,08 | 2 | 20 | 10 |
| | 7 | 1282 | 06°00'24'' | 35°33'83'' | 8,0 | 615 | 0,2 | 284 | 22 | 3 | 25 | 4 |
| | 8 | 1299 | 06°04'05'' | 35°34'52'' | 7,4 | 572 | 0,2 | 314 | 7,12 | 2 | 25 | 4 |
| | 9 | 1291 | 06°00'30'' | 35°33'23'' | 8,3 | 565 | 0,2 | 256 | 8,17 | 3 | 20 | 4 |
| | 10 | 1270 | 06°00'23'' | 35°33'01'' | 7,9 | 543 | 0,2 | 239 | 3,31 | 3 | 30 | 3 |
| **ZA3** | 11 | 1316 | 06°03'81'' | 35°34'81'' | 8,1 | 602 | 0,2 | 239 | 3,31 | 2 | 35 | 6 |
| | 12 | 1345 | 06°00'73'' | 35°,33'67'' | 8,1 | 605 | 0,2 | 257 | 18,5 | 4 | 40 | 7 |
| | 13 | 1303 | 06°00'51'' | 35°33'37'' | 8,0 | 572 | 0,2 | 247 | 4,39 | 3 | 35 | 4 |
| | 14 | 1341 | 06°03'35'' | 35°34'49'' | 7,6 | 545 | 0,2 | 269 | 12,9 | 1 | 10 | 10 |
| | 15 | 1330 | 06°00'44'' | 35°33'40'' | 7,8 | 565 | 0,2 | 223 | 28,1 | 3 | 25 | 8 |
| | 16 | 1384 | 06°03'11'' | 35°34'48'' | 8,0 | 594 | 0,2 | 231 | 7,13 | 2 | 15 | 4 |
| | 17 | 1330 | 06°00'43'' | 35°33'42'' | 8,2 | 513 | 0,2 | 342 | 9,12 | 4 | 20 | 3 |
| **ZA4** | 18 | 1411 | 06°03'01'' | 35°34'78'' | 8,1 | 603 | 0,2 | 321 | 14,6 | 1 | 10 | 6 |
| | 19 | 1440 | 06°02'40'' | 35°35'92'' | 7,4 | 701 | 0,1 | 189 | 3,62 | 3 | 25 | 8 |
| | 20 | 1406 | 06°03'02'' | 35°34'47'' | 7,7 | 581 | 0,2 | 212 | 5,31 | 1 | 15 | 10 |
| | 21 | 1468 | 06°02'24'' | 35°35'55'' | 8,2 | 603 | 0,2 | 215 | 10,7 | 2 | 15 | 10 |
| | 22 | 1409 | 05°54'10'' | 35°30'23'' | 7,9 | 423 | 0,2 | 231 | 6,57 | 1 | 40 | 2 |
| | 23 | 1434 | 05°54'24'' | 35°30'16'' | 7,3 | 438 | 0,2 | 218 | 9,31 | 3 | 30 | 2 |
| | 24 | 1408 | 06°03'03'' | 35°34'47'' | 7,4 | 621 | 0,2 | 211 | 9,9 | 3 | 35 | 5 |
| | 25 | 1500 | 06°02'04'' | 35°35'54'' | 7,9 | 701 | 0,2 | 234 | 5,47 | 3 | 15 | 3 |

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 26 | 1400 | 05°54'10'' | 35°30'23'' | 7,2 | 500 | 0,2 | 222 | 5,9 | 2 | 10 | 4 |
| 27 | 1408 | 05°54'11'' | 35°30'20'' | 7,5 | 506 | 0,3 | 338 | 6,08 | 2 | 30 | 3 |
| 28 | 1429 | 05°54'14'' | 35°30'20'' | 7,4 | 491 | 0,2 | 293 | 8,1 | 3 | 40 | 3 |

La plupart des paramètres physicochimiques de l'eau (vélocité, pH, conductivité, TDS, salinité et turbidité) varient de manière significative avec l'altitude avec une corrélation négative. La largeur du cours d'eau varie également de manière significative avec l'altitude mais avec une corrélation positive. Seule la profondeur des cours d'eau ne montre pas de variation significative avec l'altitude (Tableau 20).

**Tableau 20**. Variation des paramètres environnementaux des stations échantillonnées en fonction de l'altitude dans le Parc National de Belezma (Algérie).

| Paramètres environnementals | Altitude | | |
|---|---|---|---|
| | *R* | *p* | $R^2$ |
| Velocité | -0,130 | 0,011 | 0,017 |
| pH | -0,187 | 0,000 | 0,035 |
| Conductivité | -0,595 | < 0,0001 | 0,354 |
| TDS | -0,160 | 0,002 | 0,026 |
| Salinité | -0,562 | < 0,0001 | 0,316 |
| Turbidité | -0,243 | < 0,0001 | 0,059 |
| Profondeur | -0,023 | 0,662 | 0,001 |
| Largeur | 0,142 | 0,006 | 0,020 |

## 3. Discussions

### 3.1. Conditions environnementales générales

Le gradient altitudinal a révélé des variations des paramètres environnementaux mesurés d'un oued à un autre et d'une station à une autre au sein du même oued. D'après l'estimation de l'altitude, nous avons noté que l'élévation la plus basse à 1039 m dans la station S8 d'O. Bouilef et l'élévation la plus haute est évaluée à 1500 m notée dans la station S31 de l'O. El Ma.

L'occupation de l'espace a montré que la majorité des stations des 5 oueds étudiés se trouvent dans des terrains forestiers à l'exception de quelques stations qui se situent dans des terrains agricoles (S5, S16, S10, S11, S32, S33 et S34) et des terrains urbains (S8, S20, S21, S35 et S36). Les stations situées en milieu forestier, sont généralement sises dans la zone intégrale du parc, loin des perturbations ou du stress humain. En revanche, les stations qui se trouvent dans les milieux urbains et agricoles se trouvent globalement dans la zone tampon ou périphérique du PNB.

L'estimation de la vélocité des cours d'eau, à travers le calcul de sa vitesse moyenne nous a permis de déduire que la vitesse de l'écoulement de l'eau est généralement lente à moyenne. Ces

faibles débits seraient dus au relief et aux pentes de la région ainsi qu'à l'environnement aride, caractérisé par des précipitations qui deviennent de plus en plus faibles et imprévisibles, dès le printemps.

L'évaluation de la largeur et profondeur des cours d'eau nous a permis de constater que les oueds du parc se caractérisent par une très faible largeur qui ne dépasse pas les 10 m et dans lesquelles l'écoulement de l'eau est restreint. Aussi, ces cours d'eau sont très faiblement profonds ne dépassant pas les 50 cm de profondeur.

A cet effet, nous rappelons que notre échantillonnage a été réalisé au printemps qui coïncide avec la baisse des précipitations et la hausse de la température dans la région. Ceci serait à l'origine de la faiblesse de l'écoulement de l'eau et de la profondeur des oueds.

### 3.2. Qualité physicochimique de l'eau

La température de l'eau présente des variations bien visibles dans l'ensemble des stations prospectées ; la valeur la plus basse est enregistrée dans la station S1 de l'oued Hamla (7,8 °C) et la plus élevée dans la station S29 de l'oued Bouilef (32,2 °C). Les grandes variations de ce paramètre abiotique sont en relation avec les conditions climatiques du PNB et plus particulièrement la température de l'air, ainsi que les phénomènes de l'aridité provoquant une évaporation importante de l'eau et des précipitations faibles et irrégulières. Aminot et Chaussepied (1983), montrent que la température est un facteur environnemental important pour la vie aquatique, constatant que tous les processus biologiques, tels que la reproduction, la croissance et les préférences thermiques, sont liés à un environnement donné.

Nos résultats montrent que le pH de l'eau présente des variations d'un oued à un autre et d'une station à une autre avec des valeurs qui ne dépassent pas les 8,3. Ceci montre que le pH se situe globalement dans un intervalle d'alcalinité dans les cinq oueds étudiés. Cet intervalle est dû en grande partie à l'effet tampon des terrains traversés par les cours d'eau étudiés et qui sont en majorité de nature calcaire. Les valeurs du pH ainsi que de la conductivité des cinq oueds nous révèlent que l'eau est principalement à pH alcalin et que l'eau des cinq oueds est majoritairement douce et très faiblement salées. En effet, Decamps (1971), a montré que les roches calcaires sont lessivées, ce qui rend l'eau très riche en calcium. Il se forme du carbonate de calcium qui neutralise tout à partir des sols acides et contribue à maintenir le pH de l'eau à un niveau alcalin.

Les résultats de la turbidité moyenne de l'eau obtenus dans les 36 stations étudiées sont nettement inférieurs à la valeur de guide fixée à 30 NTU pour une eau de turbidité claire. Dans les stations S18 à l'oued Bouilef (62,6 NTU), la turbidité est supérieure à la valeur de guide fixée à 30 NTU. Cette turbidité élevée peut être en relation avec la forte charge en matières en

suspension, qui est probablement due à l'accumulation et le drainage par les courants des matières charriées par l'oued surtout durant les périodes de crues.

La concentration naturelle en nitrates ne dépasse pas 3 mg/l dans les eaux superficielles. Les résultats obtenus à partir de nos prélèvements indiquent la présence de teneurs supérieures à 4 mg/l pour les stations S20 et S21 dans l'oued Rhawet. Ces concentrations élevées dans ces zones peuvent être dues aux activités humaines avoisinantes qui accélèrent le processus d'enrichissement de ces eaux en nitrates ainsi qu'aux fertilisations excessives et/ou à des pratiques culturales inadaptées où l'on trouve aussi des rejets d'origine animale. Ces derniers sont issus des troupeaux.

Nos données montrent que la teneur en nitrites est très faible variant de 0,01 mg/l à 0,03 mg/l. Aussi, nous avons noté que dans plusieurs stations, les nitrites sont totalement absents. L'oxydation incomplète des composés azotés (azote organique ou ammoniacal) peut provoquer la présence des nitrites dans l'eau, elle correspond à un stade intermédiaire et sa concentration est en général inférieure à 1,0 mg/l (Rejsek, 2002).

La lecture de nos résultats nous permet de dire que les teneurs de l'eau en oxygène dissout présentent des fluctuations d'une station à une autre et d'un oued à un autre. Ozonda (1998), a signalé que la solubilité de l'oxygène dans l'eau varie en raison inverse de la température dans les milieux aquatiques. En revanche, on peut considérer que les eaux des oueds étudiés sont peu oxygénées et représentent dans certaines stations une limite inférieure où la vie de la faune aquatique devient difficile (Rejsek, 2002).

### 3.3. Qualité hydrobiologique de l'eau ''IBGN''

Les cinq oueds du PNB montrent une qualité hydrobiologique moyenne de l'eau avec des valeurs de l'IBGN allant de 9 à 11. Cette faible qualité peut s'expliquer par les rejets urbains des villages situés le long des cours d'eau, ainsi qu'aux activités agricoles qui contribuent à l'infestation des eaux par le drainage des pesticides et des engrais pratiqués. Nous notons également que dans certaines stations, les communautés benthiques sont influencées par la pollution organique qui diminue la richesse taxonomique (*cf.* chapitre 4). Le secteur de ces stations présente une biocénose composée d'organismes polluo-résistants dans les stations les plus touchées par la pollution et des espèces polluo-tolérantes pour celles qui se trouvent dans des secteurs relevant de la zone intégrale, plus ou moins éloignés de la pollution. Une eau perturbée peut créer des conditions défavorables pour certains organismes (polluo-sensibles) laissant la place ainsi à d'autres organismes plus tolérants (polluorésistants). Toutefois, la qualité de l'eau reste moyenne et non médiocre malgré les pratiques qui entourent le parc. Ceci dit, l'aggravation

et l'intensification de ces pratiques engendrerait la dégradation de la qualité des eaux. En effet, par la présence ou l'absence de certains taxons dits bioindicateurs, l'IBGN peut nous informer sur la qualité de l'eau (Clergue-Gazeau, 1991). Les organismes peuplant les cours d'eau sont particulièrement sensibles aux modifications du milieu dans lequel ils évoluent. Toute perturbation affectant leur milieu induit ainsi des modifications dans la composition biocénotique.

### 3.4. Corrélations globales entre les conditions environnementales des cours d'eau

L'analyse RLQ a montré que l'axe 1, qui représente la plus grande variabilité ; correspond principalement à un gradient altitudinal avec lequel certaines caractéristiques physicochimiques de l'eau (température, conductivité et nitrates) varient. À mesure que la température et la conductivité diminuent, les nitrates augmentent avec l'altitude. En fait, le gradient d'altitude dans le PNB correspond à une variation climatique significative allant de l'étage bioclimatique subaride dans les basses altitudes au subhumide dans les hautes altitudes. Parallèlement, l'axe 2 est lié au stress anthropique, principalement représenté par l'augmentation des concentrations des nitrites dans les cours d'eau situés à plus basse altitude. À l'échelle des cours d'eau, on remarque que les deux oueds Rhawet et Bouilef se distinguent bien des autres. En effet, le premier oued est caractérisé par les plus hautes zones altitudinales, où l'on trouve des parcelles agricoles avec des activités d'élevage peu importantes. Cependant, le second (O. Bouilef) se situe dans des altitudes plus basses, dans la zone périphérique du parc. Les oueds Chaaba, Hamla et El-Ma sont plus ou moins similaires et sont représentés par des concentrations élevés de nitrites révélant le caractère plus ou moins pollué induit par l'impact urbain rassemblé dans ces endroits.

Richards et al. (1996), ont constaté que les attributs du paysage à grande échelle, tels que l'utilisation des sols, la géologie de surface, l'altitude et l'hydrologie, avaient la plus grande influence sur les assemblages de macroinvertébrés. Les facteurs physiques liés à l'habitat ont été largement démontrés comme étant des contributeurs majeurs de la structure des habitats (Merz et Ochikubo-Chan, 2005), du débit et de la vitesse du courant (Nelson et Lieberman, 2002), de la température de l'eau (Vought et al. 1998), de la taille du cours d'eau et de l'altitude (Jiang et al. 2010). Dans le dernier cas, l'altitude influe profondément sur la répartition et la composition en espèces des communautés de macroinvertébrés aquatiques, en modifiant les caractéristiques des milieux aquatiques (Garrido et al. 1994). Kuzmanovic et al. (2017), ont noté que, dans les cours d'eau ibériques, des sites urbains étaient implantés dans les basses altitudes dans des directions opposées de terres agricoles stressantes et à forte concentration de pollution.

### 3.5. Variation des conditions environnementales des cours d'eau en fonction de l'altitude

Nos résultats montrent que tous les paramètres de l'environnement pris en considération varient d'un site à l'autre et d'un oued à un autre. À l'exception de la profondeur des cours d'eau, tous les paramètres environnementaux étudiés varient considérablement avec l'altitude. Les oueds du PNB sont en réalité de faibles profondeurs et varient légèrement entre haute et basse altitude avec un maximum de 45 cm. La vélocité, le pH, la conductivité, le TDS, la salinité et la turbidité de l'eau diminuent avec l'altitude. Seule la largeur des cours d'eau augmente avec l'altitude. Cela peut être dû au lit du cours d'eau qui change en fonction de son emplacement et de l'orographie de ses sations. Dans le cas de notre étude, où les stations échantillonnées ne sont pas affectées par les activités humaines, les paramètres physicochimiques de l'eau sont beaucoup plus liés aux conditions atmosphériques, à la qualité du substrat et à l'orographie de la zone traversée par des cours d'eau.

La plupart des hydrosystèmes étudiés dans la région méditerranéenne sont des sites extrêmes caractérisés par un taux d'évaporation élevé lié au climat aride et à une hydrologie fluctuante (Céréghino et al. 2012). En effet, dans le PNB, le gradient altitudinal est conçu selon trois étages climatiques : zone aride à hiver froid (1000-1200 m) ; sub-aride à hiver doux (1200-1400 m) et sub-humide à hiver doux (> 1400 m).

## 4. Conclusion

Les oueds du PNB se caractérisent par une variation altitudinale distincte. Allant d'une altitude de 1045 m à 1500 m, les altitudes les plus basses sont enregistrées à l'O. Bouilef et les plus hautes à O. El Ma. La plupart des stations étudiées montrent une domination de l'occupation de l'espace de type forestier (le parc se situe essentiellement dans des terrains ferestiers).

D'une manière générale, les paramètres mesurés dans toutes les stations des oueds étudiés varient d'une station à une autre. Les oueds du parc sont très peu profonds et l'eau est à écoulement lent à moyen. Les températures de l'eau élevées de l'O. Bouilef sont dues au fait que la source de cet oued est d'une eau thermale. L'eau est douce à pH alcalin avec de faibles taux de salinités. La plupart des paramètres physicochimiques de l'eau varient significativement selon l'altitude. Le calcul de l'Indice Biologique Globale Normalisé nous a permis de connaître la qualité hydrobiologique de l'eau dans les cinq cours d'eau étudiés et de la qualifier de ''moyenne''.

La corrélation globale entre les conditions environnementales des cours d'eau nous a révélé que le premier axe de l'analyse se caractérise par l'effet du gradient altitudinal (régions à haute altitude à O. Rhawet et régions à basse altitude à O. Bouilef) et une concentration en nitrates dans

l'eau tandis que le deuxième axe est représenté par des concentrations importantes en nitrites (concentration des angrais agricoles dans les terrains avoisinants).

Malgré la faiblesse des teneurs en nitrites et en nitrates, ces dernierprésentent un impact sur la qualité de l'eau des oueds du PNB. Ceci serait en relation avec le climat global de la région classée dans l'étage de l'aridité. A cet effet, il serait opportun de mieux contrôler les activités agricoles (cultures et élevages) ainsi que l'impact des déchets urbains sur les oueds du PNB.

# Chapitre 3. Structure et organisation des peuplements des macroinvertébrés benthiques du Parc National de Belezma.

## 1. Introduction

La santé biologique, dite intégrité biologique, est définie comme étant l'aptitude d'un écosystème à maintenir et à supporter une communauté équilibrée, intégrée et capable de s'adapter aux différentes perturbations que subi le milieu dans lequel elle cohabite. Une communauté aura, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981). En effet, bien que l'intégrité écologique d'un cours d'eau soit une alliance des variables chimique, physique et biologique, la dégradation d'une ou de plusieurs de ces composantes se reproduit généralement dans les communautés biologiques.

En outre, parmi les communautés biologiques, les communautés de macroinvertébrés benthiques sont les plus utilisées pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Hellawell, 1986 ; Barbour et al. 1999). Ce sont des organismes visibles à l'œil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Ils forment un maillon important des écosystèmes aquatiques, car ils sont une source de nourriture pour de nombreuses espèces animales et par conséquent peuvent servir de vecteurs de bioaccumulations de certains contaminants. Plusieurs études portant sur les macroinvertébrés ont montré leur importance dans la chaine alimentaire et dans les milieux aquatiques (Goaziou, 2004). Les cours d'eau et la qualité de l'eau sont sous la dépendance du climat d'une région donnée. Les cours d'eau des régions arides sont peu étudiés, tant dans leurs caractéristiques physicochimiques que biologiques. Aussi, très peu de travaux ont été consacrés à la composition taxonomique des macroinvertébrés benthiques et à la structure et l'organisation (abondance, diversité) de ces communautés.

Dans ce chapitre, nous avons opté à l'étude de l'état écologique et de la biodiversité des peuplements des macroinvertébrés benthiques ainsi que la structure des communautés dans 5 des oueds de la réserve de biosphère de Belezma.

## 2. Résultats

### 2.1. Liste taxonomique des macroinvertébrés benthiques

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques nous a permis de dresser une liste systématique de l'ensemble des espèces identifiées. Cet inventaire englobe un total de 102 taxons répartis sur 4 embranchements, 9 classes, 23 ordres et 66 familles différentes (Tableau 21). Les différents groupes sont représentés selon l'ordre systématique établi par Tachet et al. 2010. L'identification de ces taxons est poussée dans la majorité des cas à l'ordre, la famille et au genre mais rarement à l'espèce. Ceci est principalement dû à l'absence de spécialistes en la matière et de clés d'identification approfondies.

**Tableau 21.** Liste systématique des espèces de macroinvertébrés benthiques des cours d'eau du Parc National de Belezma (Batna, Nord-Est algérien).

| Embranchement | Classes | Ordres | Familles | Genres/Espèces |
|---|---|---|---|---|
| Cnidaria | Hydrozoa | Anthoathecatae | Hydridae | *Hydra sp* |
| Annelida | Clitellata | Haplotaxida | Naididae | *Naididae ind* |
| | | | Lumbriculidae | *Lumbriculidae ind* |
| | | Arhynchobdellida | Hirudidae | *Hirudo medicinalis* |
| | | | | *Hirudidae ind* |
| | | | Erpobdellidae | *Dina sp* |
| | | Rhynchobdellida | Glossiphoniidae | *Hemiclepsis sp* |
| | | Clitellata ind | Clitellata ind | *Clitellata ind* |
| | Polychaeta | Polychaeta ind | Polychaeta ind | *Polychaeta ind* |
| Mollusca | Gastropoda | Pulmonata | Viviparidae | *Viviparus sp* |
| | | | Bithyniidae | *Bithynia sp* |
| | | Littorinimorpha | Hydrobiidae | *Potamopyrgus sp* |
| | | Hygrophila | Ancylidae | *Ancylus fluviatilis* |
| | | | Planorbidae | *Anisus sp* |
| | | | | *Planorbis sp* |
| | | Pulmonata | Lymnaeidae | *Lymnaea sp* |
| | | | | *Lymnaeidae ind* |
| | | | | *Radix sp* |
| | Bivalvia | Veneroida | Sphaeriidae | *Pisidium sp* |
| Arhropoda | Crustacea | Amphipoda | Gammaridae | *Gammarus sp* |
| | Malacostraca | Isopoda | Isopoda ind | *Isopoda ind* |
| | Arachnida | Trombidiforma | Hydrachnidia ind | *Hydrachnidia ind* |
| | | | Trombidiforma ind | *Trombidiforma ind* |
| | Insecta | Odonata | Odonata ind | *Odonata ind* |
| | | Ephemeroptera | Heptageniidae | *Epeorus sp* |
| | | | | *Ecdyonurus sp* |
| | | | | *Dacnogenia coerulans* |
| | | | | *Heptagenia sp* |
| | | | Caenidae | *Caenis sp* |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | | | | *Caenidae ind* |
| | | | Ameletidae | *Ameletus sp* |
| | | | Baetidae | *Baetis sp* |
| | | | | *Acentrella sp* |
| | | | Leptophlebiidae | *Leptophlebia sp* |
| | | | | *Choroterpes sp* |
| | | | Ephemeroptera ind | *Ephemeroptera ind* |
| | | Plecoptera | Capniidae | *Capnia sp* |
| | | | | *Capnioneura sp* |
| | | | Corixidae | *Corixa sp* |
| | | | Notonectidae | *Notonecta glauca* |
| | | | | *Notonecta sp* |
| | | | Nepidae | *Nepa sp* |
| | | | | *Nepa cinerea* |
| | | | Plecoptera ind | *Plecoptera ind* |
| | | Heteroptera | Hydrometridae | *Hydrometra sp* |
| | | | Veliidae | *Microvelia sp* |
| | | | Gerridae | *Gerris lacustris* |
| | | | | *Gerris najas* |
| | | | | *Gerris gibbifer* |
| | | | | *Gerris sp* |
| | | | Agriotypidae | *Agriotypus sp* |
| | | Hymenoptera | Hymenoptera ind | *Hymenoptera ind* |
| | | Collembola | Entomobryidae | *Entomobryidae ind* |
| | | Coleoptera | Mesoveliidae | *Mesovelia sp* |
| | | | Haliplidae | *Haliplus sp* |
| | | | Hydrinidae | *Hydrinidae ind* |
| | | | Dytiscidae | *Hyphydrus sp* |
| | | | | *Yola sp* |
| | | | | *Hydroporus sp* |
| | | | | *Copelatus sp* |
| | | | | *Platambus sp* |
| | | | | *Ilybius sp* |
| | | | | *Dytiscus sp* |
| | | | | *Dytiscidae ind* |
| | | | Hydrophilidae | *Hydrophilus sp* |
| | | | | *Berosus sp* |
| | | | Hydraenidae | *Limnebius sp* |
| | | | Scirtidae | *Cyphon sp* |
| | | | | *Hydrocyphon sp* |
| | | | Elmidae | *Elmis sp* |
| | | | | *Limnius sp* |
| | | | Chrysomelidae | *Macroplea sp* |
| | | | Staphylinidae | *Stenus guttula* |
| | | | | *Staphylinidae ind* |
| | | Trichoptera | Hydropsychidae | *Hydropsyche sp* |
| | | | | *Cheumatopsyche sp* |
| | | | | *Hydropsychidae ind* |
| Arhropoda | Insecta | Trichoptera | Brachycentridae | *Brachycentrus sp* |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | | Sericostomatidae | *Sericostoma sp* |
| | | Trichoptera ind | *Trichoptera ind* |
| | Diptera | Tipulidae | *Tipula sp* |
| | | Limoniidae | *Limoniidae ind* |
| | | Psychodidae | *Psychodidae ind* |
| | | Ptychopteridae | *Ptychopteridae ind* |
| | | Dixidae | *Dixa sp* |
| | | | *Dixidae ind* |
| | | Chaoboridae | *Chaoborus sp* |
| | | Culicidae | *Culex sp* |
| | | | *Culicidae ind* |
| | | Thaumaleidae | *Thaumalea sp* |
| | | | *Thaumaleidae ind* |
| | | Ceratopogonidae | *Ceratopogoninae ind* |
| | | Chironomidae | *Podonominae ind* |
| | | | *Chironomus sp* |
| | | | *Chironomidae ind* |
| | | Simuliidae | *Prosimuliini ind* (tribu) |
| | | | *Simuliini ind* (tribu) |
| | | | *Simulinae ind* |
| | | Stratiomyidae | *Stratiomyidae ind* |
| | | Tabanidae | *Tabanidae ind* |
| | | Empididae | *Empididae ind* |
| | | Diptera ind | *Diptera ind* |

### 2.2. Abondance et répartition des macroinvertébrés benthiques échantillonées suivant les oueds du Parc National de Belezma

Les Arachnides, Malacostracés, Crustacés, Bivalves, Polychètes et Hydrozoaires sont les classes les plus faiblement représentés (Figure 13).

En termes d'abondance des ordres, familles et genres, nos résultats montrent que la classe des insectes est nettement dominante, suivie des Gastéropodes et des Clitellates. Parmis les 102 taxons déterminés, 79 sont listés dans la classe des insectes appartenant à 9 ordres et 47 familles (Figure 13).

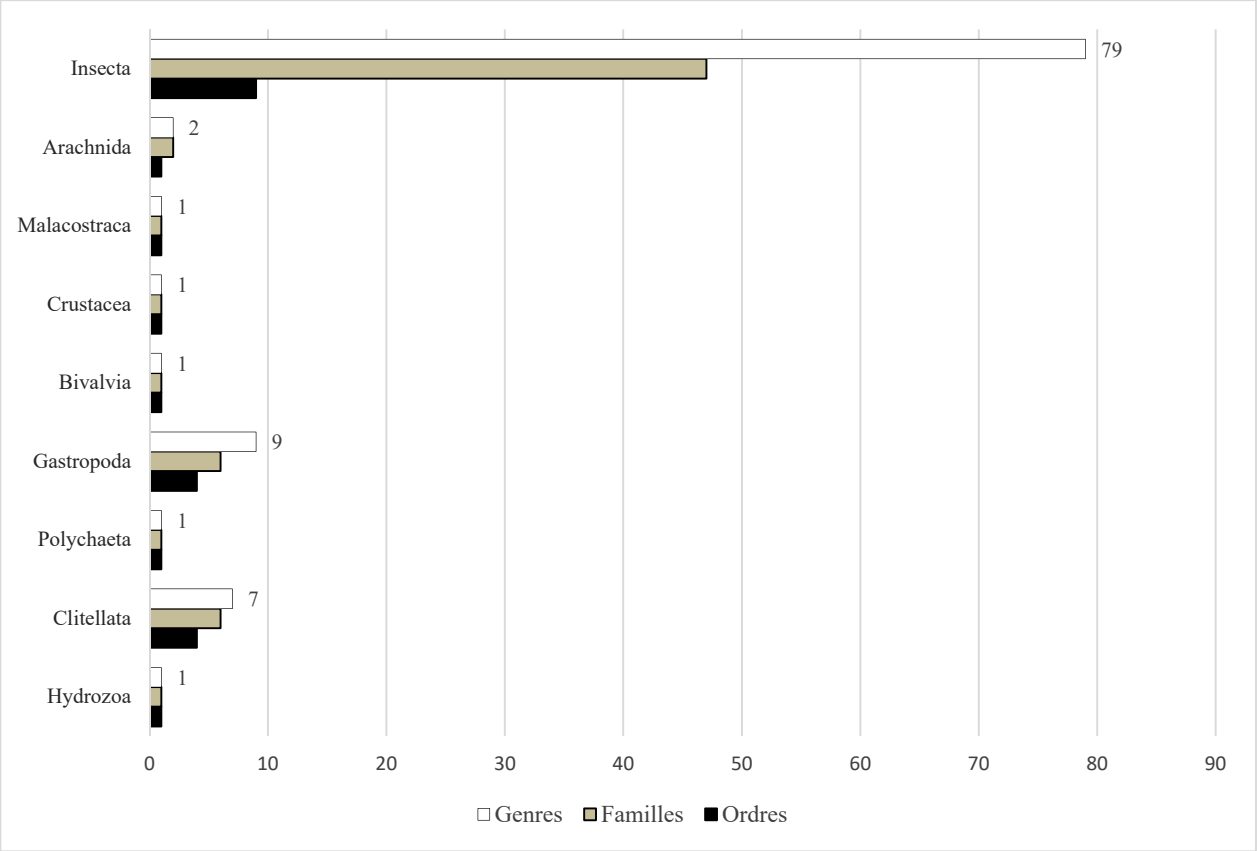



**Figure 13.** Nombre et répartition des ordres, familles et genres des macroinvertébrés benthiques suivant les 9 classes.

### 2.3. Diversité des peuplements des macroinvertébrés benthiques

Nous avons calculé pour chaque communauté de macroinvertébrés benthiques prise en considération, un ensemble de paramètres d'indices permettant de décrire et d'évaluer la biodiversité suivant (i) la diversité des 5 oueds : O. Hamla, O. Chaaba, O. Bouilef, O. El Ma et O. Rhawet; (ii) les 3 années d'étude : 2015, 2017 et 2018 ; (iii) l'occupation du sol : forêt, agricole et urbain et (iv) les 5 types d'habitats : sable fin, sable grossier, galet, rocher et végétation. Il s'agit des valeurs de l'effectif moyen du peuplement échantillonné, la richesse totale, les indices de diversité de Shannon et de Pielou. Ces valeurs calculées pour l'ensemble des 36 stations étudiées sont rapportées dans les figures 14, 15, 16 et 18.

(i) Dans les 5 oueds prospectés, nous avons notés que c'est à O. Chaaba que les valeurs des indices de diversité sont les plus élevées (S= 62 ; H' = 4,72 ; E = 0,79). Même si l'indice de diversité de Shannon à O. Rhawet est le plus faible (H'= 2,94), l'effectif moyen y est le plus élevé (Ni = 85,8) (Figure 14).

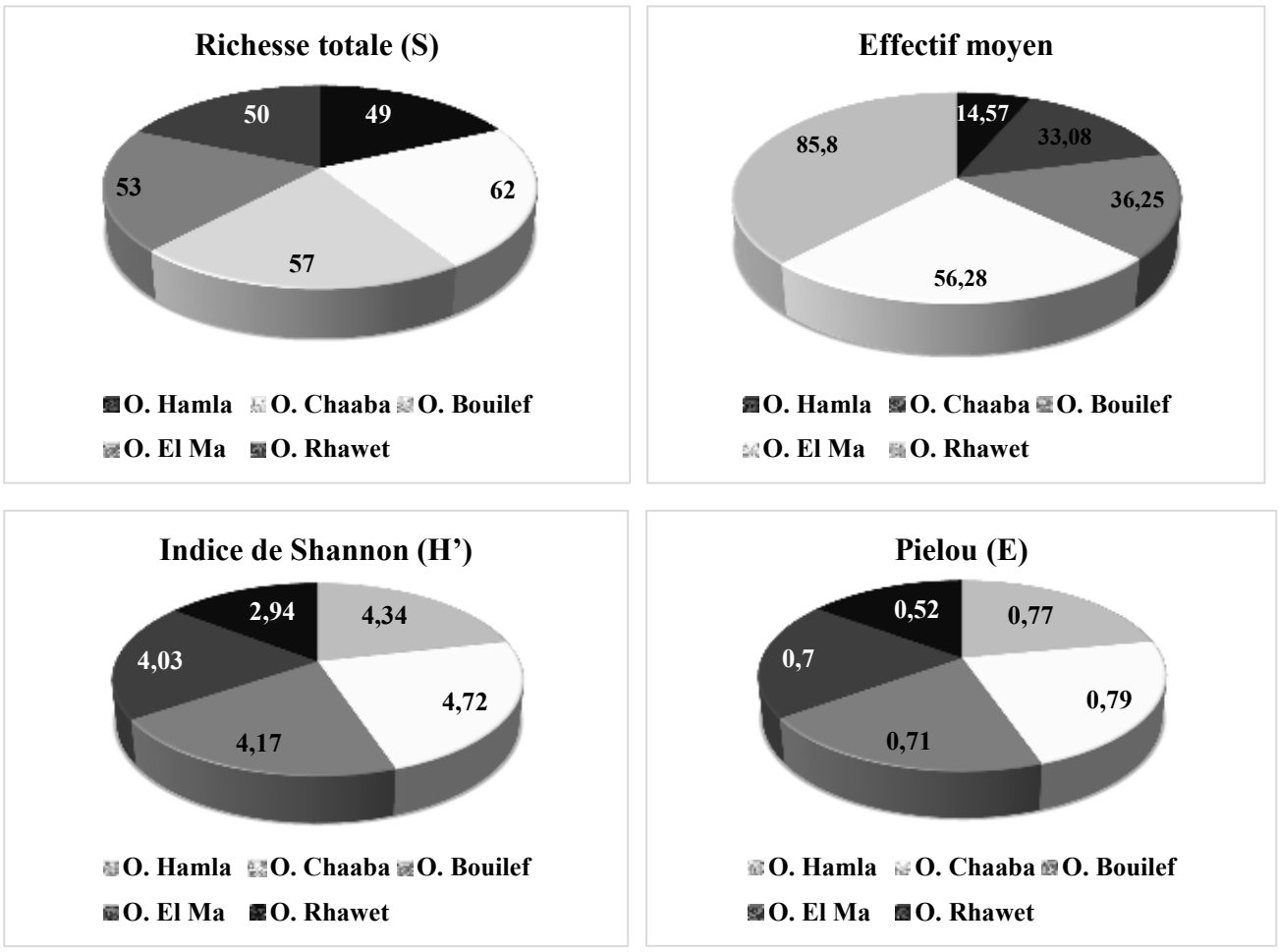



**Figure 14.** Paramètres de diversité calculés pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques pour chacun des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma.

(ii) Selon les 3 années d'échantillonnage, l'indice de Pielou (E) est le plus élevé en 2015 (E = 0,74). La valeur de l'effectif moyen (Ni) est plus important en 2017 (Ni = 78,03). C'est également en 2017 que nous enregistrons les valeurs de la richesse totale (S) les plus élevés (S= 80) alors que c'est en 2018 où la valeur de l'indice de Shannon est la plus importante (H'= 4,32) (Figure 15).

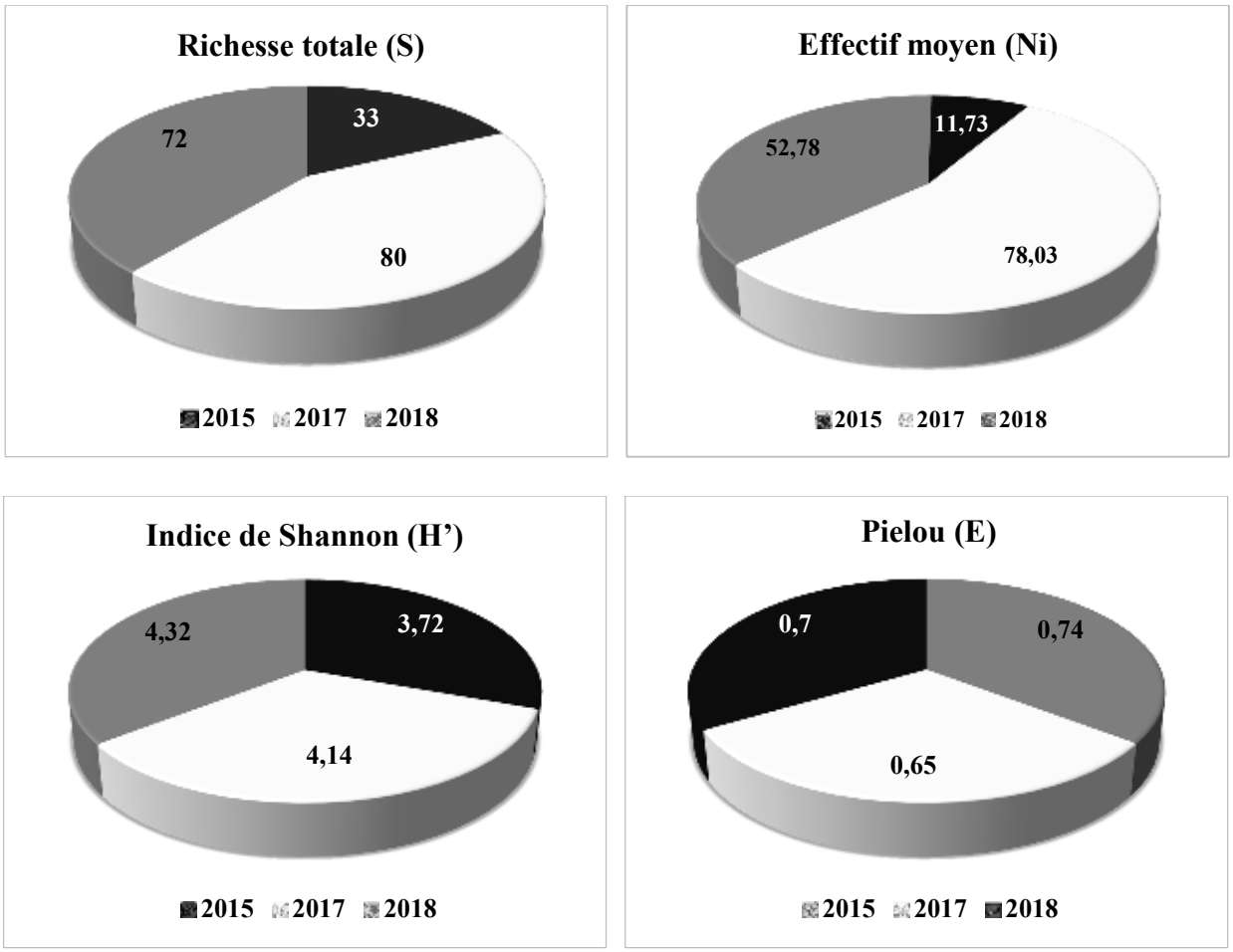



**Figure 15.** Paramètres de diversité calculés pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques suivant les 3 années d'échantillonnage des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma.

(iii) En ce qui concerne l'occupation du sol, c'est dans les stations avoisinants les terrains forestiers qu'on trouve la plus grande diversité (S= 91 ; H'= 5,09), l'indice de Pielou (E = 0,78) est le plus élevé dans les terrains forestiers. La valeur de l'effectif moyen (Ni = 100,71) est plus important dans les stations proches des milieux urbains (Figure 16).

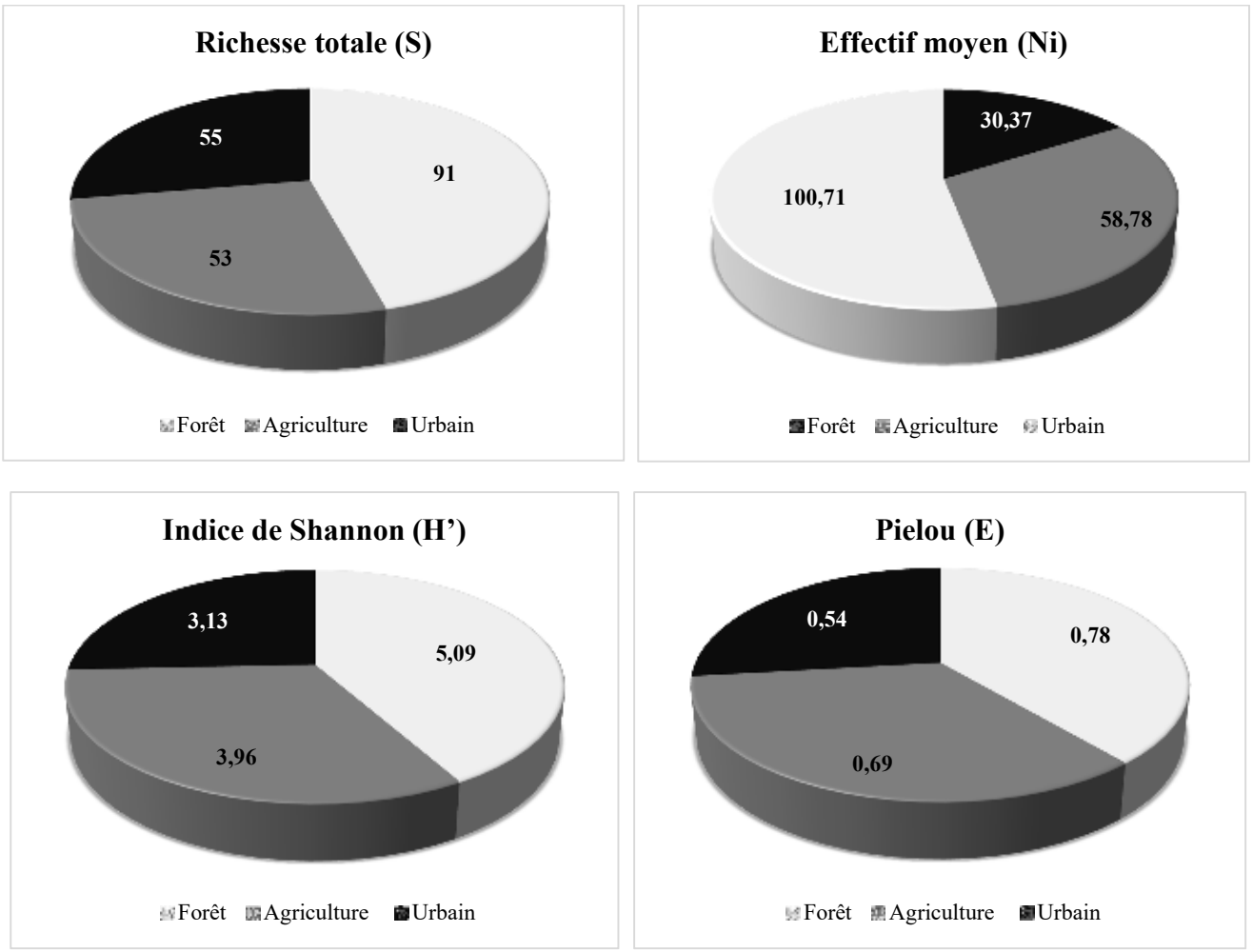



**Figure 16.** Paramètres de diversité calculés globalement pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques suivant l'occupation du sol autour des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma.

(iv) Nous notons que pour les 5 types d'habitats recensés, les galets abritant les peuplements les plus diversifiés (H' = 4,69 ; E= 0,77) suivis des rochers (H' = 4,34 ; E = 0,76). Les substrats à sable grossier sont les moins diversifés. La valeur de l'effectif moyen (Ni = 76,75) est plus importante dans les substrats à végétation (Figure 17).

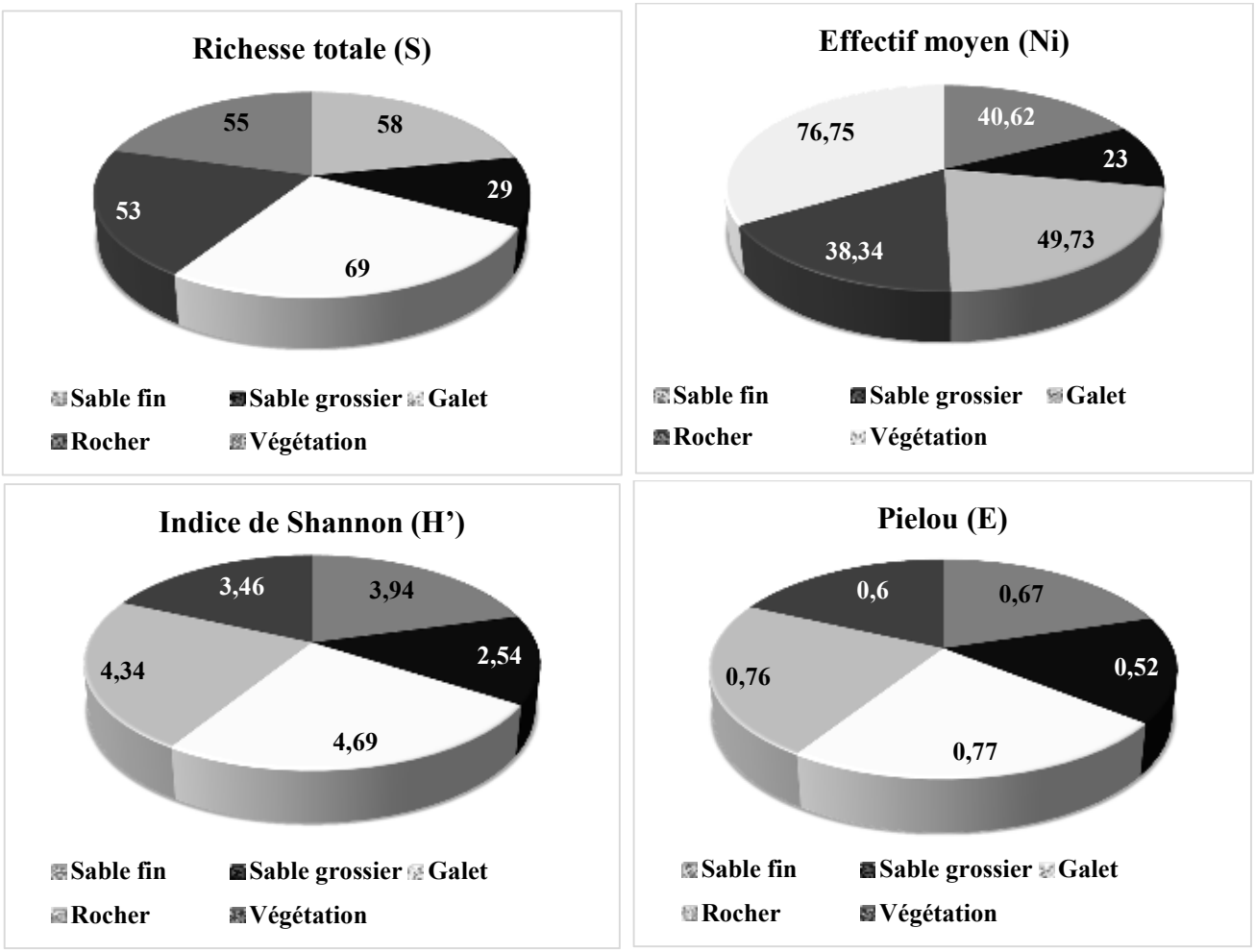



**Figure 17.** Paramètres de diversité calculés globalement pour les peuplements des macroinvertébrés benthiques suivant les types d'habitat des 5 oueds étudiés dans le Parc National de Belezma.

## 3. Discussions

### 3.1. Inventaire des macroinvertébrés benthiques

Nous soulignons à priori que le présent inventaire représente un enrichissement des connaissances sur les macroinvertébrés du PNB, étant donné que la quasi majorité des espèces/genres identifiées ici sont signalés pour la première fois, ceci permettrait d'enrichir la biodiversité connue du parc.

La région d'étude par son relief et sa topographie, offre une plus au moins grande diversité aquatique. Les ordres des coléoptères et de diptères regroupent le nombre le plus élevé de taxons. Les diptères rassemblent le plus important nombre des genres suivis des coléoptères. Les ordres qui s'ajoutent en termes de diversité sont : les éphéméroptères, les plécoptères, les hétéroptères et les trichoptères. La majorité des autres ordres ne sont notées que par une ou deux familles seulement.

La présence importante des coléoptères et des diptères montre la capacité de ces espèces à résister aux conditions de l'environnement très variables, tandis que les autres seraient apparemment moins tolérants.

Les études de Bouzidi et Giudicelli, (1994) ; Gagneur et Aliane (1991) ; Boumaiza (1994) ; Lounaci et al. (2000) et Berrahou et al. (2001) ont mis en évidence la faible diversification des peuplements dans les écosystèmes continentaux d'Afrique du Nord. En effet, la plupart des familles et des genres sont pauvres en espèces : Heptageneidae, Capniidae…, par contre ces taxons ont une grande variété spécifique dans les réseaux hydrographiques européens. La faiblesse relative de cette diversité serait ainsi en relation avec les températures plus élevées qu'en Europe et les précipitations plus faibles.

En outre, les variations de la biodiversité des invertébrés aquatiques sont principalement dues aux caractéristiques mésologiques des stations, telles que la nature du substrat, la vitesse du courant, la température de l'eau (Hynes, 1971 ; Lavandier, 1979) et les caractéristiques chimiques de l'eau (Gagneur et Thomas, 1988).

### 3.2. Variation spatiotemporelle de l'abondance des macroinvertébrés benthiques

La dominance des différents ordres de la classe des insectes par rapport aux autres classes serait en relation avec l'abondance naturelle de ces derniers, ainsi qu'à la difficulté de reconnaissance taxonomique des groupes échantillonnés. Les macroinvertébrés benthiques se répartissent d'une façon hétérogène et en fonction de la nature du substrat. Leur distribution procède des conditions envitonnementales du milieu qu'ils occupent.

En outre, l'abondance des différents groupes faunistiques recensés présenterait des indications sur les dispositions qu'auraient ces animaux à fréquenter en grands nombre certains types de milieu par rapport à d'autres. Selon Moubayed (1986), les diptères, par exemple, se caractérisent par leur grande diversité, ils possèdent non seulement une large distribution altitudinale, mais aussi une grande capacité de coloniser divers biotopes pollués ou non pollués. Les plécoptères sont très intéressants dans les études de biogéographie en raison de leur ancienneté (Conseglio, 1963).

### 3.3. Variation spatiotemporelle des peuplements des macroinvertébrés benthiques

La zone étudiée présentait une diversité aquatique importante et originale et l'inventaire actuel, bien que réalisé sur 3 ans (2015, 2017 et 2018) dans 5 oueds et 36 stations, constitue un apport important pour l'enrichissement des connaissances sur les macroinvertébrés des zones arides de l'Algérie. Les études de Boumaiza (1994), Bouzidi et Giudicelli (1994), Lounaci et al. (2000) et Berrahou et al. (2001) ont tous souligné la diversification limitée des macroinvertébrés benthiques dans les écosystèmes continentaux d'Afrique du Nord. En fait, la plupart des familles telles que les Baetidae, les Capniidae, les Agriotypidae et les Nepidae contiennent un petit nombre d'espèces, alors qu'elles en présentent un grand nombre dans les systèmes fluviaux européens. En comparaison, la faible diversité en Afrique du Nord, tout comme dans le PNB, serait liée aux températures plus élevées et aux précipitations plus faibles. Aussi, les variations de cette biodiversité sont principalement dues aux caractéristiques mésologiques des stations, telles que la nature du substrat, la vitesse d'écoulement, la température de l'eau (Hynes, 1971, Lavandier et Decamps, 1984) et les caractéristiques chimiques de l'eau (Gagneur et Thomas 1988). Les Diptères, les Coléoptères et les Ephemeroptères présentaient les nombres les plus élevés de genres / espèces au Parc National de Belezma. L'omniprésence des représentants de ces ordres traduirait leur capacité à résister aux conditions environnementales très variables, alors que d'autres groupes seraient apparemment moins tolérants. Généralement, dans des conditions biologiques saines, les cours d'eau supportent une grande variété et un grand nombre de taxons de macroinvertébrés, y compris les taxons tolérants à la pollution.

La biodiversité dans les stations à proximité des terrains forestiers domine généralement dans les cinq cours d'eau étudiés. Ces cours d'eau sont entourés majoritairement par la forêt, surtout dans la zone intégrale du parc, tandis qu'on retrouve quelques terrains agricoles et urbains dans sa partie périphérique.

La biodiversité dans les substrats à galets domine dans les cinq cours d'eau échantillonnés. La distribution des stations en fonction de l'altitude et de la nature du substrat montre une

hétérogénéité de l'habitat au sein des étages altitudinaux. D'après Angelier (2000), il est possible de caractériser les cours d'eau par leurs facteurs physiques, tels que l'altitude, la pente, la largeur du lit, la vitesse du courant, le substrat et la température qui évoluent régulièrement de l'amont vers l'aval, ainsi que les facteurs chimiques de l'eau**.** Ainsi, la structure des communautés biologiques dans les cours d'eau n'est pas due à des processus aléatoires (Minshall, 1988).

L'O. Chaaba représente une grande biodiversité par rapport au quatres autres cours d'eau, traduisant ainsi une assez bonne diversité des peuplements avec une représentation équilibrée des différents taxons, sans dominance apparente en nombre de l'un d'eux (bonne équirépartition). A cet effet, il apparait que l'O. Chaaba serait le plus prémuni des aléas climatiques (grâce à l'altitude et le relief) et de la pression humaine (insignifiante dans les stations étudiées). Cet Oued renfermerait une diversité plus riche qui mériterait d'être mieux explorée et protégée.

Durant les 3 années d'échantillonnage l'année 2018 est la plus diversifiée par rapport aux deux années précédentes (2015 et 2017). Ceci serait en relation avec l'effort et la qualité de l'échantillonnage où les méthodes ce sont améliorés (bon choix des sites d'études. En effet, en 2015, nous n'avons étudié que 4 oued, l'O. Rhawet n'a été pris en considération que lors des années 2017 et 2018. Le nombre de stations explorées a ainsi atteint 36 en 2018.

## 4. Concusion

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques nous a permis d'identifier 102 taxons sur l'ensemble es oueds prospéctés. Cette liste taxonomique nous a permis d'enrichir les bases de données déjà existantes de l'ensemble des taxons identifiés dans le parc. La classe des insectes est nettement dominante suivi des Gastéropodes et des Clitellates. Les Arachnides, Malacostracés, Crustacés, Bivalves, Polychètes et Hydrozoaires sont les classes les plus faiblement indiquées. Globalement, les cours d'eau des régions arides de l'Afrique du Nord, à l'image du PNB, sont peu diversifiés en termes de macroinvertébrés benthiques par rapport aux régions subhumide et humide.

En termes d'années d'échantillonnage, les résultats nous ont révélé que les valeurs des indices de diversité les plus élevés ont été enregistrés en 2017. En effet, les conditions climatiques étaient favorables (précipitations importantes, températures peu élevées) et aussi le nombre de stations a été plus important par rapport aux deux autres années d'échantillonnage (2015 et 2018). Nous avons noté que ce sont les terrains forestiers qui représentent la plus importante diversité car c'est le milieu naturel le moins perturbé élogné des déchets urbains et agricoles. Pareillement, la biodiversité des macroinvertébrés benthiques dans les substrats à galets domine dans les cinq cours d'eau échantillonnés, ceci est dû à la dominance des habitats à galets par rapport aux autres

substrats échantillonnés. Dans l'ensemble des oueds étudiés, nous avons noté que c'est à O. Chaaba que les valeurs des indices de diversité sont les plus dominantes expliquant une assez bonne diversité des peuplements avec une bonne équirépartition des taxons le long de cet oued. A cet effet, Oued Chaaba mériterait d'être mieux explorée et protégée des aléas climatiques et de la pression humaine. En revanche, O. Hamla et O. Rhawet devraient être mieux protégés des rejets auxquels ils sont exposés se traduisant par une faible diversité.

# Chapitre 4. Patrons de répartition des communautés des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau du Parc National de Belezma

## 1. Introduction

Partout dans le monde, les législations environnementales incluent des politiques sur l'eau destinées à protéger les eaux douces et les services écosystémiques qu'elles fournissent à l'homme (Hering, 2003, Dos Santos et al. 2011). Une question connexe est de surveiller la santé écologique des écosystèmes d'eau douce et de mettre en œuvre des actions de restauration visant à atteindre un «bon» état écologique, chaque fois que les activités humaines ont dégradé leur environnement. Dans la plupart des cas, la santé écologique est mesurée par la déviation de la structure de la communauté par rapport à celle observée dans des conditions sans impact dans une zone donnée. Les méthodes modernes de bioévaluation reposent sur des mesures de la composition fonctionnelle et taxonomique des animaux et des plantes aquatiques qui servent d'indicateurs biologiques de la santé de l'écosystème. Ces indicateurs incluent les diatomées (Stevenson et Pan, 2001), les macrophytes (Schorer et al. 2001), les macroinvertébrés benthiques (Mondy et al. 2012) et les poissons (Plafkin et al. 1989).

Parmi les groupes cités plus haut, les macroinvertébrés benthiques sont probablement les indicateurs biologiques les plus populaires dans les écosystèmes d'eau douce (Mason et Parr, 2003). Les recherches sur l'écologie des macroinvertébrés et la biosurveillance dans les rivières de l'Afrique du Nord, sont toutefois rares et limitées aux zones bioclimatiques humides. Cet écart est dû au fait que ces régions manquent de connaissances de base sur les caractéristiques de la taxonomie, de l'écologie et de l'histoire de vie des macroinvertébrés, par rapport à d'autres régions du monde (Touron-Poncet et al. 2014). Paradoxalement, la pollution de l'eau est une menace beaucoup plus grave, irréversible et offensive dans les rivières des zones arides que dans les rivières des zones tempérées ou tropicales humides (Sarah, 2009), parce que la dilution et le rinçage des polluants sont très limités, voire impossibles (Heyns, 1999).

En Algérie, peu d'études ont décrit les patrons de répartition des macroinvertébrés dans les cours d'eau (Gagneur et al. 1986 ; Lounaci et al. 2000 ; Arab et al. 2004 ; Zouggaghe et al. 2014 ; Sellam et al. 2017 ; Benzina et Si Bachir, 2018 ; Benzina et al. 2018 ; Benzina et al. 2019). En conséquence, le pays manque encore de législation permettant de gérer et de protéger les écosystèmes d'eau douce dont dépend en dernier ressort la population humaine. En effet le climat de l'Algérie est déterminé par une grande influence méditerranéenne. Il présente, dans sa région septentrionale, une zone de contact intéressante entre l'Afrique et le sud de l'Europe (Zouggaghe

et al. 2014). Plus au sud, dans le climat aride, la saison des pluies est courte et irrégulière. L'écologie des écosystèmes d'eau douce est donc fortement influencée par l'étendue de la sécheresse pendant la saison chaude. Le modèle d'écoulement annuel montre un pic au printemps et à l'automne et un niveau d'eau extrêmement bas en été.

Le but de cette étude consiste à étudier les patrons globaux de répartition des communautés de macroinvertébrés benthiques dans 4 cours d'eau du PNB. Il s'agit d'étudier comment les communautés de macroinvertébrés réagissent à l'habitat et aux conditions physicochimiques des cours d'eau dans une zone aride du nord-est de l'Algérie et dans quelle mesure ces communautés sont affectées par les activités humaines. Alors que la recherche dans les régions tempérées peut s'appuyer sur de vastes archives de données pour établir les conditions de référence à partir de la classification d'un grand nombre de stations d'échantillonnage (Bêche et Resh, 2007), le manque de données pour notre zone d'étude ne permet pas ce type d'approche. Nous avons donc utilisé une méthode alternative. En supposant que cet habitat constitue un modèle pour les stratégies écologiques (Southwood, 1988), nous avons utilisé une analyse multiparamétrique Self-Organizing Maps (SOM) pour classer les sites en fonction des conditions environnementales (y compris les variables relatives à l'habitat et aux produits chimiques), générant ainsi un modèle à partir duquel les conditions biotiques pourraient être comparées. Nous avons ensuite introduit la répartition des espèces dans le SOM précédemment formé avec les conditions environnementales uniquement et examiné la façon dont la structure de la communauté a été modifiée le long des gradients d'habitats et / ou de la chimie de l'eau.

## 2. Résultats

### 2.1. Patrons de distribution des macroinvertebrates benthiques

Le SOM a classé 11 stations d'échantillonnage sur la base des similarités des variables environnementales et de la distribution des taxons. Les unités de sortie SOM ont ensuite été classées en trois groupes (A, B et C) sur la base d'une analyse de groupes hiérarchiques. Chacun des trois groupes de stations définis par des regroupements de clusters SOM correspond à un ensemble de facteurs environnementaux. L'analyse SOM nous a donc permis de dégager des relations entre les variables environnementales et les communautés de macroinvertébrés.

Les trois groups de clusters obtenus sont (O= Oued, S = Station) : Groupe A : O1S1, O1S2, O2S4, O2S5, O3S7, O4S11 et O4S12 ; Groupe B : O3S8 et O4S10 ; Groupe C : O2S6 et O3S9 (figures 19, 20 et 21).

Pour chacun de ces trois groupes, les gradients environnementaux sur le SOM ont permis d'établir trois représentations prenant chacune en considération un niveau paramétrique différent :
(i) le type d'habitat et la pression humaine (Figure 18) : Groupe ''A'' : altitude élevée, pression humaine moyenne, écoulement rapide et dominance du substrat grossier et des graviers ; Groupe 'B' : altitude moyenne, faible pression humaine, écoulement d'eau modéré, habitats à dominance de sable grossier ; Groupe 'C' : basse altitude, pression humaine élevée, écoulement d'eau très lent à lent, habitats dominés par le sable fin et les roches ;
(ii) les variables physicochimiques de l'eau (Figure. 19) : Groupe 'A' : eau alcaline avec des niveaux élevés de nitrites, turbidité élevée, présence de chlorure, TAC et sulfates ; Groupe 'B' : valeurs élevées d'oxygène dissous, taux de solides dissous (TDS), conductivité électrique, salinité, pH, présence des traces de nitrates et absence de nitrites ; Groupe 'C' : oxygénation et salinité élevées, températures élevées, petites quantités de nitrates et de nitrites ;
(iii) les espèces de macroinvertébrés associées à ces groupements de stations et aux conditions environnementales correspondantes (Figure. 20) : Groupe 'A': *Ameletus sp*, *Lymnea sp*, *Cyphon sp*, *Chaoborus sp*, *Capnioneura sp*, *Hydropsyche sp*, *Chironomus sp*, Stratiomyidae, Simuliidae et Podonominae; Groupe 'B': *Hirudo medicinalis*, *Hydrophilus sp*, *Gammarus sp*, *Caenis sp*, *Epeorus sp*. et Lumbriculidae; Groupe 'C' : *Acentrella sp*, *Cheumatopsyche sp*, *Dixa sp*, *Ecdyonurus sp*, *Gerris lacustris*, *Pisidium sp*, *Heptagenia sp*, *Hydrocyphon sp*, *Leptophlebia sp*, *Brachycentrus sp*, Thaumaleidae et Limoniidae.

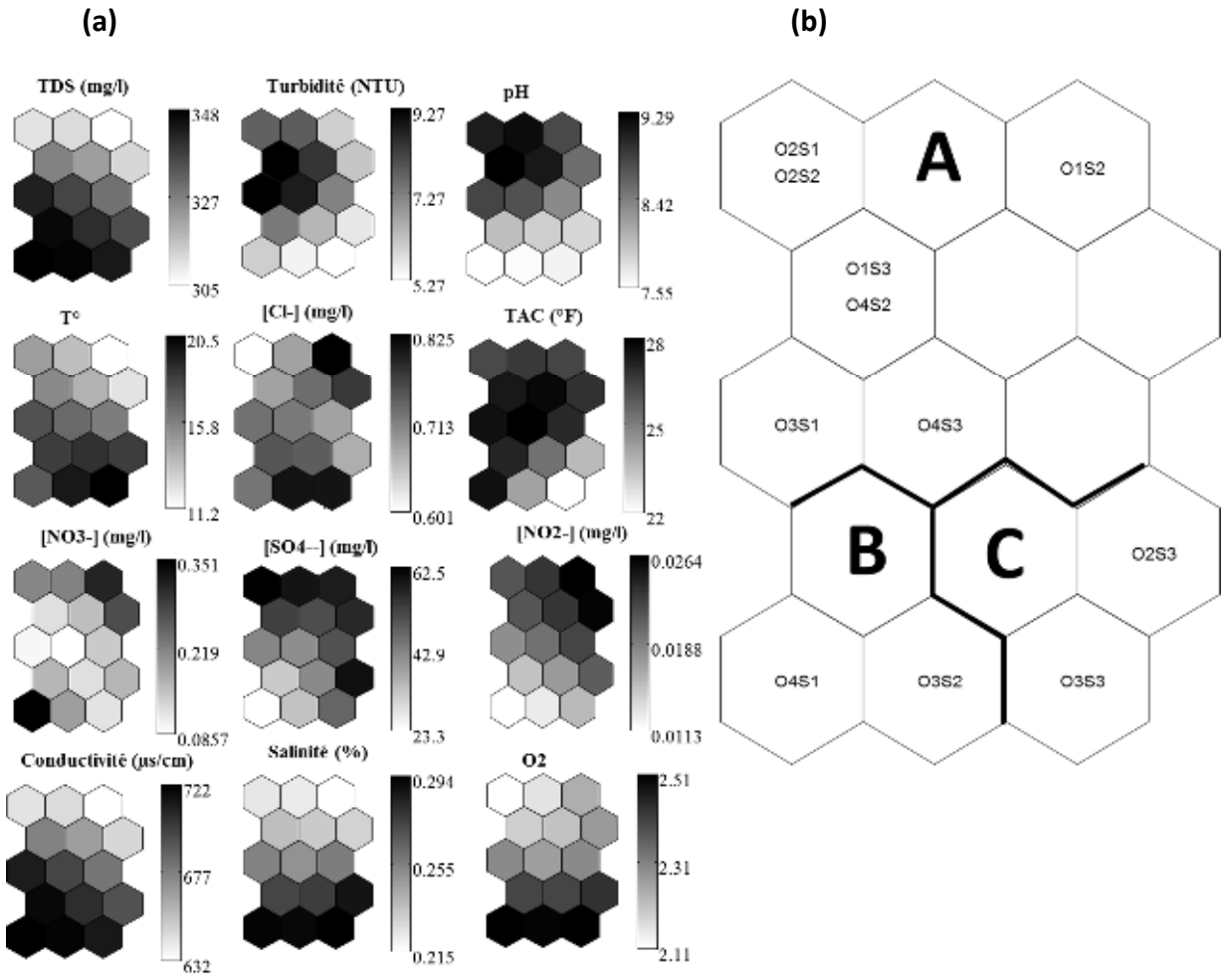



**Figure 18.** Visualisation des paramètres physicochimiques de l'eau sur le SOM formé par les groupes de stations les plus corrélées des cours d'eau étudiés. La valeur moyenne de chaque variable a été calculée dans chaque neurone de sortie du SOM formé. (a) Analyse du gradient des 12 paramètres physicochimiques de l'eau sur le SOM formé, avec la visualisation à l'échelle d'ombrage (foncé = haute valeur, clair = faible valeur) ; (b) Distribution et regroupement des 11 stations échantillonnés sur la carte d'auto-organisation ''self-organizing map'' selon le gradient des paramètres physicochimiques de l'eau.

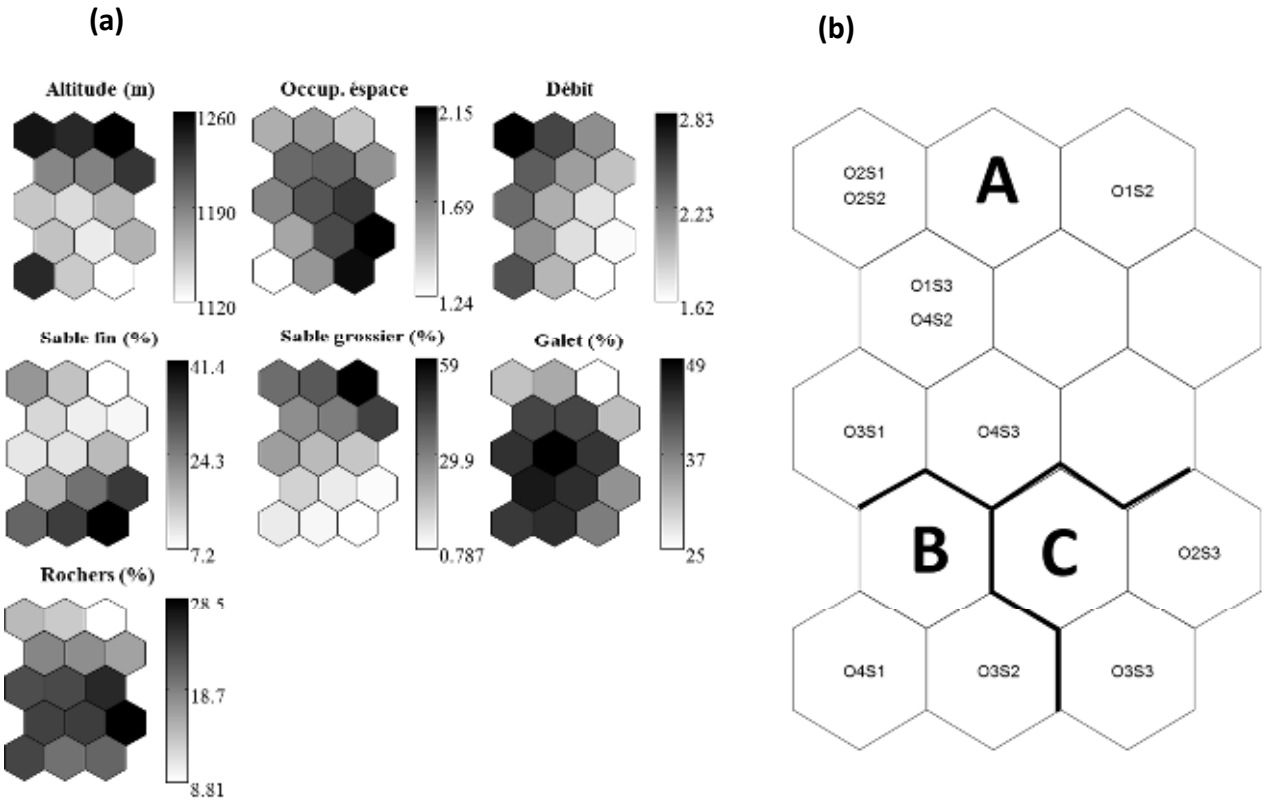



**Figure 19.** Visualisation des 7 paramètres de l'habitat global sur le SOM formé par les groupes de stations les plus corrélées des cours d'eau étudiés. La valeur moyenne de chaque variable a été calculée dans chaque neurone de sortie du SOM formé. (a) Analyse du gradient des 7 paramètres de l'habitat sur le SOM formé, avec la visualisation à l'échelle d'ombrage (foncé = haute valeur, clair = faible valeur) ; (b) Distribution et regroupement des 11 stations échantillonnés sur la carte d'auto-organisation ''Self-Organizing Map'' selon le gradient des paramètres de l'habitat.

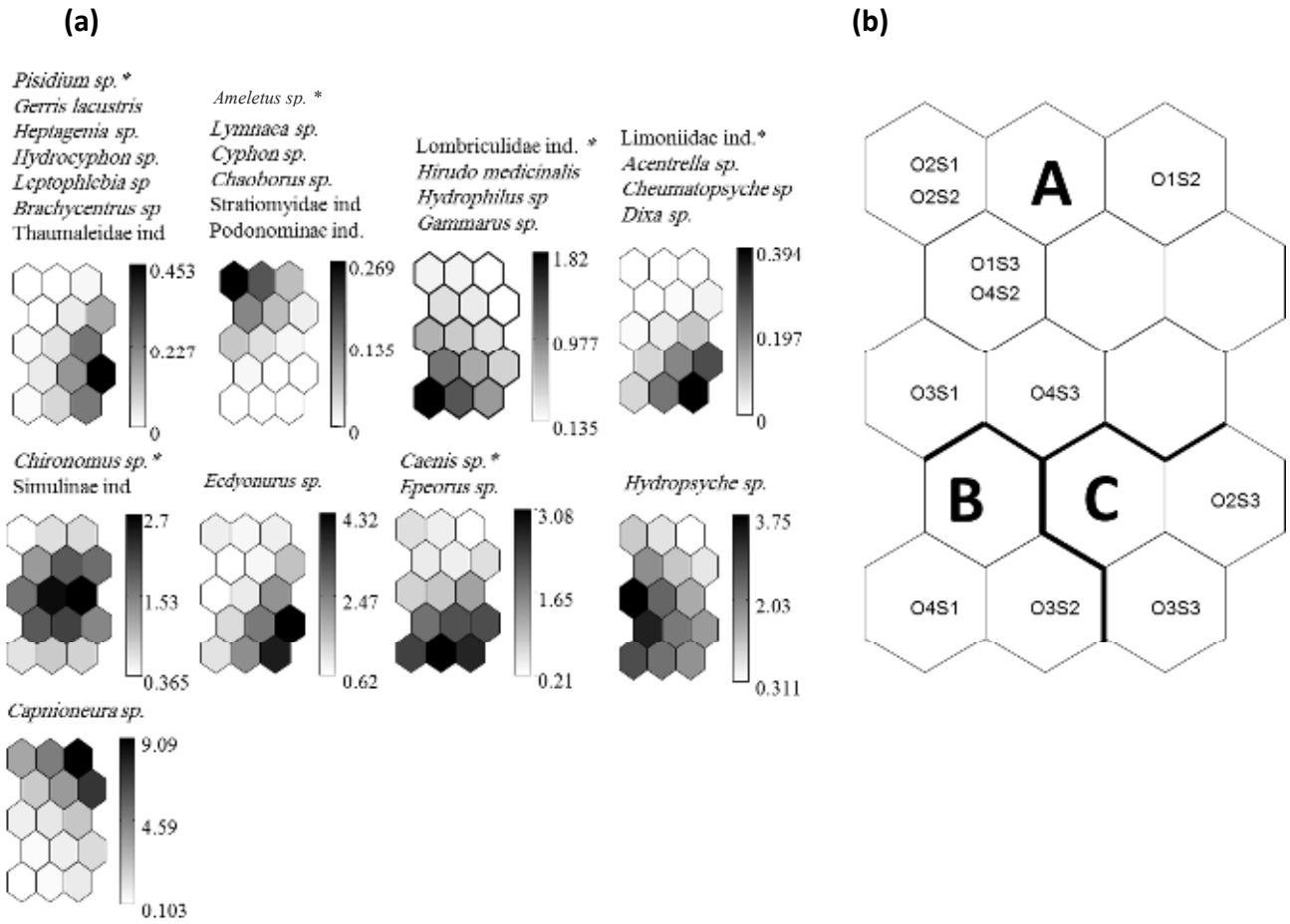



**Figure 20.** Visualisation des 28 taxons recensés sur le SOM formé par les groupes de stations les plus représentatives (corrélées) des cours d'eau étudiés. La valeur moyenne de chaque variable a été calculée dans chaque neurone de sortie du SOM formé. (a) Analyse du gradient combiné (abondance/traits de vie) de chaque taxon de macro-invertébré recensé sur le SOM formé, avec la visualisation à l'échelle d'ombrage (foncé = haute valeur, clair = faible valeur) ; (b) Distribution et regroupement des 11 stations échantillonnés sur la carte d'auto-organisation ''self-organizing map'' selon le gradient des variables environnementales considérées.

* : le taxon d'exemple le plus représentatif parmi les 28 taxons (probabilité d'occurrence la plus haute).

### 2.2. Espèces bioindicatrices de la qualité des cours d'eau

Afin de permettre une lecture synthétique et multiparamétrique des résultats obtenus, suite à l'analyse par le SOM, nous avons dressé un tableau récapitulant l'ensemble des 3 groupes de clusters définis (A, B et C) en correspondant à chaque groupe de clusters, les stations les plus représentatives, les facteurs du milieu les plus éloquents ainsi que les taxons de macroinvertébrés benthiques les plus caractéristiques, tant par leurs traits de vie que par leur abondance (Tableau 22).

**Tableau 22**. Tableau récapitulant les résultats de l'analyse par les SOM dans les 4 oueds étudiés.

| **Groupe** | **Oueds plus représentants** | **Stations** | **Paramètres physicochimiques de l'eau (plus notables)** | **Caractéristiques de l'habitat** | | | | **Taxons** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **Altitude moyenne** | **Occupation espace (Pression humaine)** | **Substrat dominant** | **Débit eau (vitesse)** | |
| Groupe A | Hamla<br>Chaaba<br>Bouilef<br>El Ma | O1S2<br>O1S3<br>O2S1<br>O2S2<br>O3S1<br>O4S2<br>O4S3 | Nitrites<br>Turbidité<br>pH | Large variation (1125 à 1200 m) | Moyenne | Galets<br>Sable fin<br>Sable grossier | Lent à rapide | *Ameletus sp*<br>*Hydropsyche sp*<br>*Chironomus sp* |
| Groupe B | Bouilef<br>El Ma | O3S2<br>O4S1 | Oxygène dissous<br>Conductivité électrique<br>Nitrates | Haute (jusqu'à 1200 m) | Faible | Galets | Lent à moyen | *Caenis sp*<br>Lombriculidae |
| Groupe C | Chaaba<br>Bouilef | O2S3<br>O3S3 | Sulfates<br>Température<br>Oxygène dissous | Moyenne (jusqu'à 1150 m) | Forte | Sable fin<br>Rochers | Très lent à lent | *Pisidium sp*<br>*Ecdyonurus sp*<br>Limoniidae |

## 3. Discussion

Cette étude fournit de nouvelles informations sur la qualité de l'eau et l'état de santé des cours d'eau du PNB, ainsi que de nouvelles connaissances sur les déterminants environnementaux de la distribution des macroinvertébrés dans la région.

Dans le PNB, le débit de l'eau est déterminé par des pentes plates et par des précipitations faibles et imprévisibles au printemps. Notre échantillonnage réalisé en avril couvrait de telles conditions printanières, caractérisées par une baisse des précipitations et une hausse des températures. Les habitats dominants étaient des substrats grossiers mélangés avec des mosaïques de sable et/ou de gravier. Nous avons constaté l'absence de végétation submergée dans les stations étudiées. Les températures de l'eau étaient plus élevées à O. Bouilef que dans les autres oueds, car la source de l'O. Bouilef est constituée d'eau thermale. Les eaux étaient généralement alcalines, avec une salinité et une turbidité faibles, ce qui indique que les eaux des oueds étudiés étaient généralement douces et claires.

Bien que le nombre de stations échantillonnées soit faible, le SOM a clairement montré que les macroinvertébrés étaient distribués en fonction des caractéristiques de l'environnement et de la pression humaine. Nous pouvons donc révéler les exigences écologiques spécifiques de ces organismes, notamment la qualité physicochimique de l'eau, le type de substrat et la capacité de tolérer des perturbations spécifiques (sécheresse, pollution). Nous avons constaté que certains taxons étaient plus ou moins résistants aux perturbations environnementales par rapport à d'autres. Selon Quinn et Hickey (1990), les macroinvertébrés benthiques présentaient des densités faibles. Le même schéma s'est produit avec le substrat, où le sable (particules fines) était également associé à une faible densité de la faune aquatique (Angelier, 2000).

La structure des communautés biologiques dans les cours d'eau est fortement influencée par la morphologie des cours d'eau (Wallace et Webster, 1996) et les conditions hydrologiques (Power et al. 1988). La compétence du cours d'eau détermine la taille du substrat et, par conséquent, la diversité des macroinvertébrés (Arrington et Winemiller, 2006, Salman et al. 2013). Ainsi, on peut supposer que l'homogénéisation du substrat par les activités humaines a influencé la structure des communautés benthiques. Dans notre cas les habitats à galets dominent dans les 11 stations étudiés et c'est en effet l'abrit le plus favorables pour certains macroinvertébrés benthiques tel que les *Caenis sp, Hydropsyche sp* et Lumbriculidae.

Les résultats obtenus montrent une grande variabilité des caractéristiques physicochimiques de l'eau tant d'un oued à un autre, qu'au niveau des différentes stations du même oued. Ces variations sont en relation avec le type de substrat et l'altitude qui elle-même conditionne certains

facteurs climatiques (températures et précipitations). Aussi, la qualité de l'eau est soumise à des perturbations dues aux activités humaines (agriculture, rejets en milieu urbain, …).

Par ailleurs, les taxons de macroinvertébrés benthiques les plus caractéristiques de ces habitats, de par leur abondance et leurs traits de vie, sont représentés par des espèces/genres ou des familles ayant des exigences écologiques particulières vis-à-vis de la qualité de l'eau et du type de substrat, ou bien pouvant tolérer certaines perturbations (assèchement, pollution,…). En raison de leur style de vie, ces taxons ont aussi une préférence stricte pour un type de substrat donné (Merritt et Cummins, 1996). En plus de la variabilité naturellement associée au type de substrat et à l'altitude, la qualité de l'eau (soumise aux perturbations anthropiques) a également eu une influence sur la distribution des macroinvertébrés. La détérioration des communautés benthiques peut s'exprimer de différentes manières, soit par l'absence de taxons sensibles à la pollution, soit par la prédominance de certains taxons résistants à la pollution tels que les Chironomidés, ou par des changements importants dans la composition relative de la communauté benthique (Plafkin et al. 1989). *Capnioneura sp*, *Gammarus sp*, *Hydrophilus sp*, *Hydropsyche sp*, *Caenis sp* et *Epeorus sp* peuvent être considérés comme des taxons sensibles à la pollution, car ils semblent liés à la qualité de l'eau. L'ordre des plécoptères comprend notamment des taxons (ici *Capnioneura*) très sensibles à la dégradation de leur environnement (Zwick, 2000). Ils étaient présents dans les sites en amont, mais absents plus en aval, où la pression humaine devient importante. *Pisidium sp*, *Gerris lacustris*, *Heptagenia sp*, *Leptophlebia sp*, *Brachycentrus sp*, *Cheumatopsyche sp*, *Acentrella sp*, *Ecdyoneurus sp*, *Dixa sp*, *Chironomus sp*, peuvent être considérés comme des taxa tolérants à la pollution. La présence de nombreux taxons très tolérants indique généralement une eau de mauvaise qualité (Hynes, 1998).

Notre étude montre que même si l'aridité tend à limiter la diversité et l'abondance des populations de marcoinvertébrés benthiques, la pression humaine est un facteur aggravant. Les patrons de distribution des taxons de macroinvertébrés benthiques semblent être liés à leurs capacités de résistance aux perturbations naturelles et humaines, plutôt qu'à leurs capacités concurrentes (Southwood, 1988).

## 4. Conclusion

Cette étude nous a permis de fournir de nouvelles informations sur la qualité de l'eau et biologique des cours d'eau du PNB, ainsi que des connaissances sur les déterminants environnementaux de la distribution des macroinvertébrés dans le PNB en se basant sur des analyses multiparamétriques modernes.

L'analyse du SOM nous a permis de dégager les relations qui existent entre les variables environnementales et les communautés de macroinvertébrés dans les oueds étudiés. Les trois groupes de cluster ainsi révélés sont : le type d'habitat et la pression humaine ; les variables physicochimiques de l'eau et les espèces de macroinvertébrés associées à ces groupements de stations et aux conditions environnementales correspondantes.

La qualité de l'eau des stations étudiées est soumise principalement à des perturbations dues aux activités humaines exercées à proximité (agriculture, rejets en milieu urbain, …). L'omniprésence des ordres de diptères, des coléoptères et des Ephemeroptères dans les 4 oueds prospéctés du parc taduit leur capacité à résister aux conditions environnementales très variables (polluorésistants), alors que d'autres groupes seraient apparemment moins tolérants (polluosenssibles) car ils semblent liés à la qualité de l'eau.

Nos résultats appellent donc à la mise en place de plans d'action destinés à sauvgarder et/ou améliorer la santé des écosystèmes des cours d'eau et à sensibiliser à la valeur de ces hydrosystèmes dans l'air protégée du PNB.

# Chapitre 5. Diversité et structure des communautés des insectes benthiques en fonction du gradient d'altitude dans les cours d'eau du Parc National de Belezma

## 1. Introduction

Les patrons de distribution de la richesse en espèces le long de gradients géographiques et environnementaux sont des sujets intéressants en écologie (Jacobsen, 2004). Dans les eaux douces continentales, les études sur les schémas de distribution spatiale des assemblages de macroinvertébrés basées sur leurs relations environnementales sont cruciales (Rosenberg et Resh, 1993). Les macroinvertébrés réagissent avec sensibilité aux modifications de l'environnement qui sont principalement à l'origine des variations de la composition et des structures communautaires (Charvet et al. 2000). Certaines études ont révélé de bonnes interactions entre les assemblages de macroinvertébrés, la base d'énergie organique et les variables chimiques (Bott et al. 1985 ; Buss et al. 2002). Les facteurs physiques liés à l'habitat ont été largement mis en évidence comme contributeurs majeurs tels que la structure du substrat (Merz et Ochikubo-Chan, 2005), le débit et la vitesse du courant (Nelson et Lieberman, 2002), la température (Vought et al. 1998) et l'altitude (Jiang et al. 2010). Dans ce dernier cas, la répartition et la composition en espèces des communautés de macroinvertébrés benthiques sont profondément influencées par l'altitude, ce qui affecte les caractéristiques des milieux aquatiques (Garrido et al. 1994). Depuis les années 1980, de nombreuses études se sont concentrées sur les facteurs influençant la biodiversité à différentes échelles spatiales et ont montré que la richesse des macroinvertébrés benthiques aquatiques est déterminée par des facteurs agissant à une échelle donnée (Ricklefs et Schluter, 1993 ; Brosse et al. 2003) qui influencent fortement la perception des modèles et des processus dans les écosystèmes des cours d'eau (Frissell et al. 1986 ; Minshall, 1988; Vinson et Hawkins, 1998).. La répartition de la faune macroinvertébrée dans les cours d'eau des régions tropicales (Hynes, 1971) et des zones tempérées en Europe (Allan, 1975 ; Ward, 1986) le long des gradients altitudinaux ainsi que les changements apparents dans la structure et la richesse taxonomique ont été confirmés. De nombreuses études ont en effet montré comment les groupes de macroinvertébrés répondent aux variables altitudinales et quelles variables expliquent le mieux leur distribution et leur abondance (Henriques-Oliveira et Nessimian, 2010). Les profils de distribution des macroinvertébrés le long des gradients altitudinaux ont également été analysés dans les rivières sud-américaines (Jacobsen et al. 1997, Jacobsen, 2004, Ramirez et al. 2004). Toutefois, ces études soient divergentes et qu'il n'y ait pas de consensus ou de tendance générale (Jacobsen, 2004).

Dans ce contexte, un intérêt croissant est porté ces dernières années aux écosystèmes méditerranéens d'Afrique du Nord qui ont été considérés comme des points chauds de la biodiversité. Bien que la richesse taxonomique décline généralement des basses altitudes aux altitudes élevées, la véritable relation varie selon les ensembles systématiques d'organismes (Myers et al. 2000). A titre d'exemple, dans les régions humides du nord de l'Algérie, le gradient altitudinal favorise l'abondance dans l'amont et la diversité dans le piémont (Lounaci et al. 2000 ; Zouggaghe et Moali, 2009 ; Zouakh et Meddour, 2018). La faible diversité des sites de basse altitude serait due à la température élevée de l'eau, à la réduction des débits d'été et aux perturbations anthropiques. De même, la faible diversité des hautes montagnes peut être attribuée aux basses températures de l'eau ou aux hautes températures quotidiennes. Cependant, il existe peu d'études sur la richesse ou la structure des communautés d'insectes aquatiques en relation avec le gradient altitudinal dans les zones arides, où apparait une grande variabilité dans les conditions, y compris les inondations et les sécheresses (Pires et al. 1999). Ces facteurs peuvent en effet affecter différemment la diversité et la composition des communautés d'insectes benthiques en fonction de la plage d'altitude.

La plupart des études réalisées sur les schémas de distribution altitudinale des macroinvertébrés des cours d'eau ont pris en compte la variable " stress humain ", tout en expliquant leurs patrons de distribution principalement par la variation de nombreux autres facteurs environnementaux variant avec l'altitude (physicochimie de l'eau, habitat naturel). À cette fin, nous avons jugé utile d'éviter le problème en éliminant le facteur de "stress humain". Cela était concevable par le choix de sites d'échantillonnage dans la zone protégée du parc national Belezma PNB (Nord-Est de l'Algérie). Ces sites répondent principalement à notre problématique d'analyse de la variation de la composition et de la diversité des insectes benthiques en fonction de l'altitude. Autrement, la connaissance des patrons de répartition des insectes benthiques dans les cours d'eau liés à l'altitude est importante pour comprendre la répartition géographique de nombreux genres et espèces ainsi que leur diversité locale.

Ce chapitre a pour objectif de décrire les variables environnementales des cours d'eau du PNB situés dans un étage bioclimatique globalement aride, avec des variantes du climat subhumide à plus de 1400 m d'altitude. Nous visons à mettre en évidence et évaluer les effets probables du gradient altitudinal sur l'abondance, la diversité et la composition des communautés d'insectes benthiques.

## 2. Résultats

### 2.1. Composition globale des communautés des insectes benthiques selon l'altitude

Lors de cette étude, un total de 78 taxons appartenant à 55 familles réparties sur 8 ordres a été recensé (tableau 22). En termes de richesse et d'abondance, les coléoptères (21 taxons ; 180 individus) et les diptères (21 taxons ; 5845 individus) sont les principaux taxons représentés. Certains taxons n'étaient présents que dans une zone : AZ1 (1000-1200 m) (*Ameletus sp, Notonecta sp, Copelatus sp* et Hydrinidae ind) ; AZ2 (1200-1300 m) (*Gerris gibbifer, Agriotypus sp, Hydroporus sp, Dytiscus sp* et *Ptechoptera sp*) ; AZ3 (1300-1400 m) (*Capnia sp, Gerris najas, Mesovelia sp, Hydrocyphon sp* et *Culex sp*) et AZ4 (1400-1500 m)(*Corixa sp, Ilybius sp,* Corixidae ind, Entomobryidae ind, Dixidae ind, Ceratopogonidae ind et Empididae ind) (Tableau 23).

**Tableau 23.** Distribution suivant le gradient altitudinal des taxons d'insectes benthiques dans les cours d'eau du parc national Belezma.

| Taxon | | ZA1 1000-1200 (m) | ZA2 1200-1300 (m) | ZA3 1300-1400 (m) | ZA4 1400-1500 (m) |
|---|---|---|---|---|---|
| **EPHEMEROPTERA** | | | | | |
| Ameletidae | *Ameletus sp* | + | - | - | - |
| Baetidae | *Acentrella sp* | + | - | + | - |
| | *Baetis sp* | + | + | + | + |
| Caenidae | *Caenis sp* | + | + | + | + |
| | *Caenidae und* | + | + | + | + |
| Heptageniidae | *Ecdyonurus sp* | + | + | + | + |
| | *Dacnogenia sp* | + | + | - | + |
| | *Epeorus sp* | + | + | + | + |
| | *Heptagenia sp* | + | + | + | + |
| Leptophlebiidae | *Leptophlebia sp* | + | - | + | - |
| | *Choroterpes sp* | - | + | + | - |
| Ephemeroptera ind | | + | + | + | + |
| **PLECOPTERA** | | | | | |
| Capniidae | *Capnioneura sp* | + | - | - | + |
| | *Capnia sp* | - | - | + | - |
| Plecoptera ind | | + | + | + | + |
| **HETEROPTERA** | | | | | |
| Notonectidae | *Notonecta glauca* | - | - | + | + |
| | *Notonecta sp* | + | - | - | - |
| Nepidae | *Nepa cinerea* | + | + | + | + |
| | *Nepa sp* | + | - | + | - |
| Corixidae | *Corixa sp* | - | - | - | + |
| Corixidae ind | | - | - | - | + |
| Gerridae | *Gerris lacustris* | + | + | - | + |
| | *Gerris najas* | - | - | + | - |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | *Gerris gibbifer* | - | + | - | - |
| | *Gerris sp* | - | + | + | + |
| Hydrometridae | *Hydrometra sp* | + | + | - | - |
| Veliidae | *Microvelia sp* | + | + | - | + |
| **HYMENOPTERA** | | | | | |
| Agriotypidae | *Agriotypus sp* | - | + | - | - |
| Hymenoptera ind | | + | + | + | + |
| **COLLEMBOLA** | | | | | |
| Entomobryidae ind | | - | - | - | + |
| **COLEOPTERA** | | | | | |
| Mesoveliidae | *Mesovelia sp* | - | - | + | - |
| Haliplidae | *Haliplus sp* | + | - | - | + |
| Hydrinidae ind | | + | - | - | - |
| Dytiscidae | *Ilybius sp* | - | - | - | + |
| | *Hydroporus sp* | - | + | - | - |
| | *Hyphydrus sp* | - | + | + | + |
| | *Yola sp* | + | + | - | + |
| | *Copelatus sp* | + | - | - | - |
| | *Dytiscus sp* | - | + | - | - |
| | *Platambus sp* | + | + | + | + |
| Dytiscidae ind | | + | + | + | - |
| Hydrophilidae | *Hydrophilus sp* | - | + | - | + |
| | *Berosus sp* | - | - | + | + |
| Hydraenidae | *Limnebius sp* | + | + | + | - |
| Elmidae | *Elmis sp* | + | - | - | + |
| | *Limnius sp* | + | + | + | + |
| Scirtidae | *Hydrocyphon sp* | - | - | + | - |
| | *Cyphon sp* | + | - | + | + |
| Chrysomelidae | *Macroplea sp* | - | - | - | + |
| Staphylinidae | *Stenus sp* | + | - | + | + |
| Staphylinidae ind | | + | + | + | - |
| **TRICHOPTERA** | | | | | |
| Hydropsychidae | *Hydropsyche sp* | + | + | + | + |
| | *Cheumatopsyche sp* | - | - | + | + |
| Hydropsychidae ind | | + | + | + | + |
| Brachycentridae | *Brachycentrus sp* | + | + | - | + |
| Sericostomatidae | *Sericostoma sp* | + | + | - | - |
| Trichoptera ind | | + | + | - | - |
| **DIPTERA** | | | | | |
| Psychodidae ind | | + | + | + | + |
| Ptychopteridae | *Ptechoptera sp* | - | + | - | - |
| Dixidae | *Dixa sp* | - | + | + | - |
| Dixidae ind | | - | - | - | + |
| Chaoboridae | *Chaoborus sp* | + | + | + | + |
| Culicidae | *Culex sp* | - | - | + | - |
| Simuliidae | Simuliini ind (tribu) | + | + | + | + |
| | Prosimuliini ind | + | - | - | + |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | (tribu) | | | | |
| Simulinae ind | | + | + | + | + |
| Thaumaleidae | *Thaumalea sp* | + | + | + | + |
| Thaumaleidae ind | | + | - | + | - |
| Ceratopogonidae ind | Ceratopogoninae ind (subfamille) | - | - | - | + |
| Chironomidae | *Chironomus sp* | + | + | + | + |
| Podonomidae | Podonominae ind (subfamille) | + | + | - | + |
| Chironomidae ind | | + | + | + | + |
| Tipulidae | *Tipula sp* | - | - | + | + |
| Stratiomyidae ind | | + | + | + | + |
| Empididae ind | | - | - | - | + |
| Tabanidae | *Tabanus sp* | - | + | + | + |
| Tabanidae ind | | + | - | + | - |
| Diptera ind | | + | - | + | + |

### 2.2. Variation altitudinale de l'abondance et de la diversité des communautés d'insectes benthiques

Parmi les quatre cours d'eau étudiés, les valeurs les plus dominantes de la richesse taxonomique totale (S = 52) ont été notées dans la ZA4, où les altitudes sont les plus élevées. Cependant, l'indice de diversité de Shannon est le plus élevé dans la ZA3 (H' = 3,16). Le nombre moyen d'individus dans la ZA1 est supérieur à celui de toutes les autres zones altitudinales (N moyen = 102,75) **(**Tableau 23).

Les valeurs de l'indice de similitude Sorensen montrent une similitude relativement élevée entre la composition des taxons d'insectes benthiques dans les quatre zones altitudinales prises deux à deux (64,44% à 70,97%). Les similitudes les plus élevées apparaissent entre ZA1 et ZA2 (70,97%), ZA1 et ZA3 (67,37%) et ZA1 et ZA4 (70,71%) (Tableau 24).

**Tableau 24.** Abondance, richesse totale (S) et indice de diversité de Shannon (H') des communautés d'insectes benthiques et matrice de l'indice de similitude de Sorensen (s en %) selon quatre zones altitudinales (ZA) du parc national de Belezma (Algérie).

| Zone Altitudinale (ZA) | N moyen | Richesse totale S | Shannon H' | AZ1 s | AZ2 s | AZ3 s | AZ4 s |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ZA1 : 1000 m - 1200 m | 102,75 | 20 | 1,85 | 100 | 70,97 | 67,37 | 70,71 |
| ZA2 : 1200 m - 1300 m | 72,33 | 47 | 3,00 | | 100 | 64,44 | 65,96 |
| ZA3 : 1300 m - 1400 m | 47,14 | 44 | 3,16 | | | 100 | 64,58 |
| ZA4 : 1400 m - 1500 m | 54,09 | 52 | 3,06 | | | | 100 |

La richesse totale des taxons varie de manière significative avec une corrélation positive en fonction de l'altitude et de la turbidité. Aucune variation significative de la richesse totale en taxa n'a été trouvée pour tous les autres paramètres environnementaux étudiés (Tableau 25).

Le nombre d'individus moyen varie considérablement en fonction de l'altitude, du pH et de la conductivité de l'eau. La corrélation est négative avec l'altitude et la conductivité et positive avec le pH. La variation n'est pas statistiquement significative pour le reste des paramètres environnementaux (Tableau 25).

**Tableau 25.** Variation de l'abondance et de la diversité des insectes benthiques dans les cours d'eau du parc national de Belezma (Algérie), en fonction de l'altitude et des paramètres environnementaux.

| | Estimation | Std. Error | z value | *P* |
|---|---|---|---|---|
| **Diversité** : Richesse totale (S) | | | | |
| (Intercept) | 3,299e+00 | 3,344e-01 | 9,865 | < 2e-16 |
| Altitude (m) | 3,091e-04 | 7,958e-05 | 3,884 | 0,000103 |
| Largeur (m) | 7,005e-04 | 3,761e-03 | 0,186 | 0,852270 |
| Vélocité (m/s) | 7,623e-03 | 1,606e-02 | 0,475 | 0,635086 |
| pH | -1,150e-02 | 3,735e-02- | 0,308 | 0,758136 |
| Conductivité (µs/cm) | -6,252e-05 | 1,216e-04 | -0,514 | 0,606975 |
| Turbidité (NTU) | 1,906e-03 | 9,254e-04 | 2,060 | 0,039385 |
| Profondeur (cm) | 1,622e-03 | 1,065e-03 | 1,523 | 0,127833 |
| **Abundance** : Nombre d'individus moyen (N moyen) | | | | |
| (Intercept) | 5,9601275 | 0,7616529 | 7,825 | 5,07e-15 |
| Altitude (m) | -0,0032212 | 0,0001928 | -16,703 | < 2e-16 |
| Largeur (m) | -0,0437541 | 0,0092274 | -4,742 | 2,12e-06 |
| Vélocité (m/s) | -0,2829858 | 0,0377524 | -7,496 | 6,59e-14 |
| pH | 0,1730508 | 0,0873374 | 1,981 | 0,0475 |
| Conductivité (µs/cm) | -0,0005679 | 0,0002742 | -2,071 | 0,0384 |
| Turbidité (NTU) | -0,0165660 | 0,0023087 | -7,175 | 7,21e-13 |
| Profondeur (cm) | 0,0116878 | 0,0022342 | 5,231 | 1,68e-07 |

### 2.3. Classement des groupements des insectes benthiques suivant l'altitude

L'analyse CAH a permis de classer les communautés d'insectes benthiques en trois groupes. Le premier groupe, qui comprend 43 taxons, correspond aux zones altitudinales ZA1 et ZA2. Le second groupe regroupe 19 taxons et correspond à la zone altitudinale ZA3. Le troisième groupe est représenté par 15 taxons correspondant à la zone altitudinale ZA4. Les trois groupes décrits et la composition principale des communautés d'insectes benthiques en fonction des zones altitudinales sont indiqués à la figure 21 et le tableau 26.

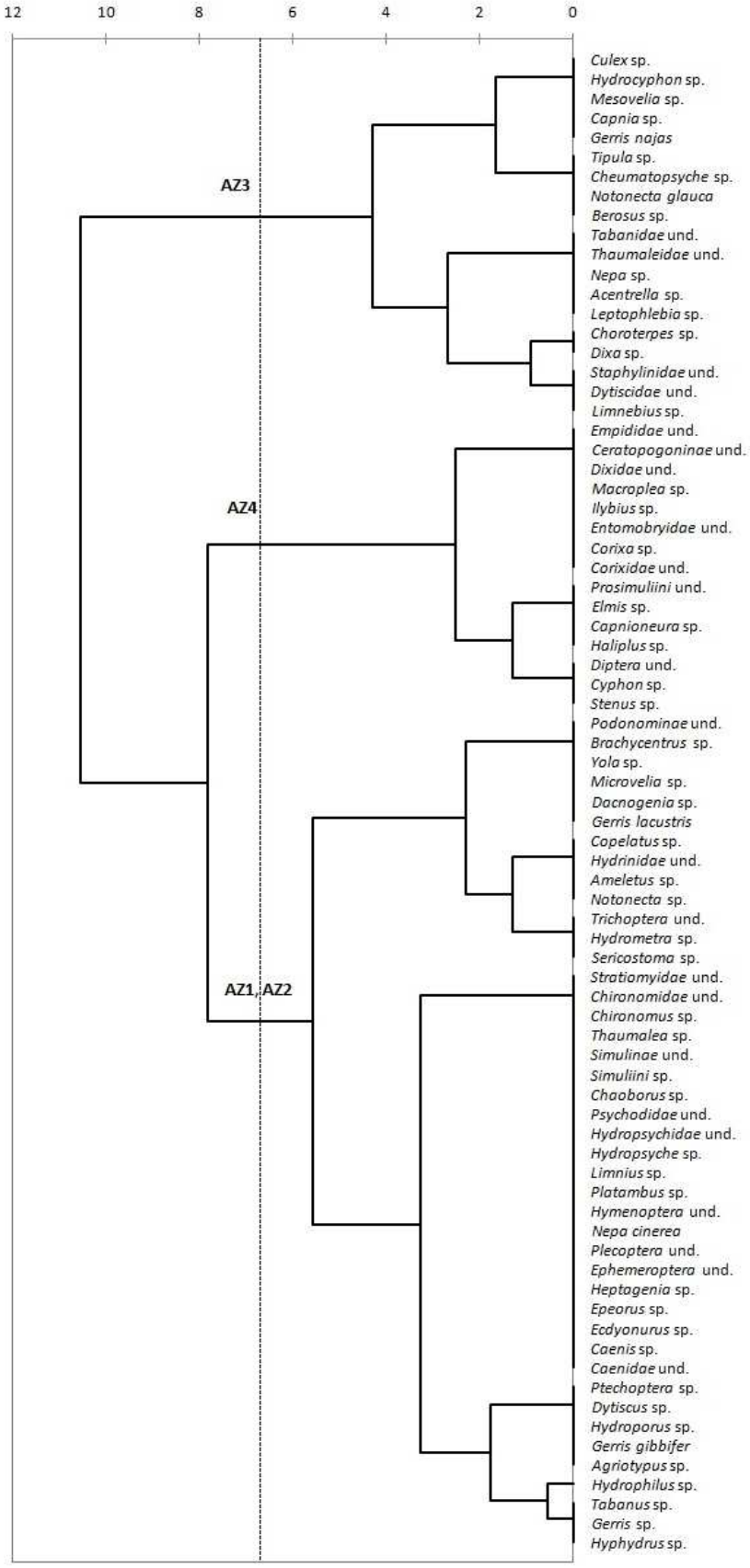



**Figure 21.** Dendrogramme de classification hiérarchique basée sur les patrons de répartition des insectes benthiques suivant les quatre zones altitudinales (ZA1, ZA2, ZA3 et ZA4).

**Tableau 26.** Distribution des principaux taxons des communautés d'insectes benthiques selon les quatre zones altitudinales étudiées dans le Parc National de Belezma (récapitulatif de la CAH, Figure 21).

| Groupe ZA1 & ZA2 | Groupe ZA 3 | Groupe ZA4 |
|---|---|---|
| **Amelitidae***:* *Ameletus sp* | **Baetidae***:* *Acentrella sp* | **Capniidae***:* *Capnioneura sp* |
| **Caenidae***: Caenis sp* | **Leptophlebiidae***:* *Leptophlebia sp, Choroterpes sp* | **Corixidae***: Corixa sp* |
| **Heptageniidae** *: Ecdyonurus sp, Dacnogenia sp, Epeorus sp, Heptagenia sp* | **Capniidae** *: Capnia sp* | **Haliplidae** *: Haliplus sp* |
| **Notonectidae**: *Notonecta sp* | **Notonectidae:** *Notonecta glauca* | **Dyticidae** *: Ilybius sp* |
| **Nepidae**: *Nepa cinerea,* | **Nepidae** *: Nepa sp* | **Elmidae** *: Elmis sp* |
| **Gerridae**: *Gerris lacustris, Gerris gibbifer, Gerris sp* | **Gerridae**: *Gerris najas* | **Scirtidae** *: Cyphon sp* |
| **Hydrometridae**: *Hydrometra sp* | **Mesoveliidae:** *Mesovelia sp* | **Chrysomelidae** *: Macroplea sp* |
| **Veliidae**: *Microvelia sp* | **Hydrophilidae**: *Berosus sp* | **Staphylinidae** *: Stenus sp* |
| **Agriotypidae:** *Agriotypus sp* | **Hydraenidae** *: Limnebius sp* | |
| **Dyticidae**: *Hydroporus sp, Yola sp, Copelatus sp, Dytiscus sp, Platambus sp* | **Scirtidae** *: Hydrocyphon sp* | |
| **Hydrophilidae**: *Hydrophilus sp* | **Hydropsychidae**: *Cheumatopsyche sp* | |
| **Elmidae**: *Limnius sp* | **Dixidae :** *Dixa sp* | |
| **Hydropsychidae**: *Hydropsyche sp* | **Culicidae** *: Culex sp* | |
| **Brachycentridae**: *Brachycentrus sp* | **Tipulidae** *: Tipula sp* | |
| **Sericostomatidae**: *Sericostoma sp* | | |
| **Chaoboridae** *: Chaoborus sp* | | |
| **Thaumaleidae** *: Thaumalea sp* | | |
| **Chironomidae** *: Chironomus sp* | | |
| **Tabanidae:** *Tabanus sp* | | |

## 3. Discussions

### 3.1. Composition des communautés des insectes benthiques selon l'altitude

La diversité des insectes benthiques est généralement plus concentrée dans la ZA4 qui représente un gradient altitudinal plus élevé que les autres zones altitudinales. Par ailleurs, cette richesse devient de plus en plus faible dans les basses altitudes (AZ1 et AZ2). En effet la diversité des macroinvertébrés benthiques est moins riche dans les milieux arides que dans d'autres zones à climat humide méditerranéen (Boumaiza 1994, Bouzidi et Giudicelli 1994, Lounaci et al. 2000). Dans les régions à caractère aride, la sécheresse est beaucoup plus critique, contrairement aux

conditions climatiques, que dans les conditions d'habitat. Nous notons que la similarité est globalement élevée entre tous les gradients altitudinaux (plus de 64%). Dans les intervalles d'altitude étudiés, chaque gradient contient des taxons spécifiques que l'on ne retrouve pas dans les autres gradients. Nos résultats suggèrent que la composition et la distribution des communautés d'insectes benthiques sont liées à l'altitude et à certaines conditions environnementales telles que le pH, la conductivité et la turbidité de l'eau.

En outre, plusieurs auteurs ont étudié la variation de la diversité en fonction de l'altitude et ont présenté des conclusions différentes. Tate et Heiny (1995) ont signalé une relation positive entre la richesse et l'altitude dans un bassin versant du Colorado et Lang et Raymond (1993) en Suisse, en raison d'un impact humain plus important dans les basses altitudes. Ainsi, les taxons intolérants à la pollution prédominaient dans eaux d'amont. Au Costa Rica, Pringle et Ramirez (1998), ont signalé une diversité globale plus élevée dans les hauts plateaux que dans les cours d'eau de basse altitude. À l'inverse, des études menées dans des zones très étendues en altitude (Équateur, de 100 à 4 000 m d'altitude) montrent une déminution de la richesse en espèces à mesure que l'altitude augmente (Jacobsen et al. 1997, Jacobsen, 2004). Au Népal, Suren (1994), a montré que la richesse en insectes benthiques diminuait avec l'altitude. En outre, dans les zones humides d'Algérie, la richesse taxonomique est généralement faible en amont qu'en aval, où la pression humaine est plus importante (Lounaci et al. 2000 ; Zouggaghe et Moali, 2009 ; Zouakh et Meddour, 2018).

### 3.2. Variation altitudinale de l'abondance et de la diversité des communautés d'insectes benthiques

La richesse croissante observée dans les cours d'eau du PNB avec l'altitude peut être associée aux conditions climatiques. Dans les cours d'eau étudiés, nous avons noté une élévation de la diversité avec l'altitude. En revanche, l'abondance des populations d'insectes diminue avec l'augmentation de l'altitude. En outre, la diversité des insectes augmente avec la turbidité ; cependant, l'abondance augmente avec le pH et diminue avec la conductivité. Dans de nombreuses études (e.g., Miserendino et Pizzolon, 2000; Heino et al. 2003; Soldner et al. 2004), les assemblages des insectes benthiques sont en relation permanente avec l'altitude et la chimie de l'eau.

La relation entre l'altitude et la richesse des taxons devrait généralement être décroissante (Begon et al. 1996 ; Gaston et Spicer, 1998). Cependant, l'impact humain est souvent la source d'une pollution accrue en aval, favorisant ainsi une plus grande diversité en amont. Gaschignard (1984) et Badri et al. (1987), ont indiqué que l'abondance et la diversité sont intensément affectées

par les fortes dérives des cours d'eau. Néanmoins, dans les études de zones liées à l'altitude ou à la latitude, la température a été mise en évidence comme étant le principal facteur abiotique qui influe sur la structure et la richesse de la communauté benthique tant dans les régions tempérées (Allan, 1975 ; Ward, 1986) que dans les régions tropicales (Palmer et al. 1994, Jacobsen et al. 1997, Ramirez et al. 2004).

Des études prédisent que les variations climatiques affectent beaucoup plus les régions de montagne que les basses terres (Bush et al. 2012). Dans les hydrosystèmes méditerranéens, la richesse des insectes aquatiques peut être liée à des caractéristiques climatiques telles que la température et les précipitations (Giudicelli et al. 1985 ; Dolédec et Chessel, 1989 ; Beauchard et al. 2003).

### 3.3. Classement des groupements des insectes benthiques suivant l'altitude

La composition des assemblages de taxons a clairement changé le long du gradient altitudinal avec des assemblages de taxons caractéristiques dans chacune des 4 zones altitudinales étudiées. La CAH a regroupé les taxons d'insectes en trois groupes représentant globalement les altitudes basses (ZA1 et ZA2, 1 000 à 1 300 m), les altitudes moyennes (ZA3, 1330-1400 m) et les altitudes élevées (ZA4, jusqu'à 1 400 m). Ces résultats ont révélé un zonage altitudinal tenant compte de la diversité et de l'abondance des différents groupes d'insectes et ont permis de distinguer un gradient faunistique spatial ainsi que des taxons cosmopolites ou omniprésents. Les basses altitudes sont généralement caractérisées par un nombre élevé de taxons représentés par les éphéméroptères et les diptères (en particulier les choronomidés), tandis que les plécoptères et les coléoptères sont confinés en amont.

Les Chironomidae représentent le taxon dominant dans tous les sites d'échantillonnage étudiés par Arab et al (2004) en Algérie du Nord, à l'exception de la plupart des sites en amont où ils sont remplacés par les Coléoptères. Des résultats similaires ont été rapportés par Williams et Feltmate (1992) et Allan (1995).

Les résultats présentés dans notre travail ont montré que, malgré la gamme altitudinale limitée de la zone d'étude et sans tenir compte de la pression humaine, les paramètres environnementaux des cours d'eau varient en fonction de l'altitude. Dans la région étudiée aride, la diversité est globalement inférieure à celle notée dans des aires à climat humide. La diversité et la composition des communautés d'insectes benthiques varient le long du gradient altitudinal, ce qui correspond à une variation de l'échelle climatique déterminant les conditions environnementales. En l'absence d'impact humain, les facteurs climatiques déterminent la diversité et l'abondance des insectes benthiques. Dans les régions arides, les précipitations et les températures sont plus favorables en

haute altitude, où le climat devient plus humide et plus doux. À ce niveau, la variation d'altitude dans les zones arides aurait un impact plus apparent sur les schémas de répartition des insectes benthiques, étant donné la grande variation climatique résultant d'un changement de gradient d'altitude limité.

## 4. Conclusion

Les résultats présentés ici ont montré que, malgré la faible différence du gradient altitudinal (différence de 455 m ; de 1045 à 1500 m) et sans tenir compte de la pression humaine, les paramètres environnementaux des cours d'eau varient d'une manière apparente en fonction de l'altitude. La diversité est globalement plus faible dans les régions arides, telle que le PNB, que dans les régions humides du nord algérien.

Les patrons de distribution des communautés d'insectes benthiques varient le long du gradient altitudinal, qui correspond à une variation du gradient climatique, qui détermine les conditions environnementales. En l'absence de l'impact humain, les facteurs climatiques déterminent la diversité et l'abondance des insectes benthiques. En effet, dans les régions arides, les précipitations et les températures sont plus favorables en haute altitude, où le climat devient plus humide et plus doux. Ceci est à l'origine de la diversité croissante et de l'abondance décroissante des peuplements entomologiques en fonction de l'altitude, malgré les faibles écarts des altitudes étudiées.

Nous pouvons ainsi conclure que, dans les zones arides, l'influence de l'altitude sur les patrons de répartition des insectes benthiques est sensiblement similaire à celle observées dans les régions humides. Toutefois, l'impact de l'altitude est plus accentué, étant donné la grande variation des conditions climatiques résultant d'une faible variation du gradient d'altitude.

# Chapitre 6. Traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau du Parc National de Belezma

## 1. Introduction

Les macroinvertébrés des cours d'eau ont longtemps servi d'indicateurs pour l'évaluation de la qualité de l'eau (Rosenberg et Resh, 1993). Néanmoins, la variabilité naturelle et les facteurs de confusion peuvent couvrir les effets d'un facteur de stress particulier, en particulier au-delà d'une vaste zone géographique (Schäfer et al. 2007). En outre, les contraintes environnementales ou les facteurs de stress jouent un rôle dominant dans la composition des caractéristiques des communautés locales (Bonada et al. 2006 ; Statzner et bêche, 2010). Pour surmonter ce problème, une plus grande attention a été accordée à l'utilisation des traits fonctionnels des taxons tels que la taille, le cycle de vie et le mode de dispersion (Statzner et al. 2005 ; Tachet et al. 2010 ; Usseglio-Polatera et al. 2000). Les traits fonctionnels des macroinvertébrés ont une relation étroite avec les variables environnementales. Leur utilisation pour caractériser la composition des communautés de macroinvertébrés benthiques est devenue bien connue dans la littérature écologique (Poff et al. 2006).

Au cours des deux dernières décennies, les traits fonctionnels des espèces de macroinvertébrés ont été définis en fonction de leur importance fonctionnelle pour les conditions quatitatives et quantitatives de l'habitat sur l'écologie des cours d'eau (Poff, 1997). En fait, les traits fonctionnels, attributs biologiques et écologiques des organismes, se sont révélés pratiques pour décoder les mécanismes de la relation des organismes avec l'environnement, permettant ainsi d'avoir une vue d'ensemble des différences taxonomiques entre les régions biogéographiques et les types d'écosystèmes (Violle et al. 2014). Cela revêt un grand intérêt, car ces organismes sont utilisés dans le monde entier comme indicateurs de la santé des cours d'eau (Jackson et Füreder, 2006). Le trait fonctionnel est souvent suggéré par un certain nombre d'indices fréquemment utilisés et peut améliorer notre compréhension de la réponse fonctionnelle aux facteurs de stress environnementaux parmi les communautés de macroinvertébrés (Mason et al. 2008, Mouchet et al. 2010). En effet, nous pouvons prédire comment les espèces réagissent et répondent à leur environnement en étudiant leurs traits fonctionnels (Wilman et al. 2014).

Les traits fonctionnelles et les variables environnementales ont été adaptées depuis des années pour étudier l'écologie des cours d'eau en Europe (Dolédec et al. 1999, 2000 ; Charvet et al. 2000 ; Usseglio-Polatera et al. 2000 ; Statzner et al. 2001 ; Gayraud et al. 2003 ; Bady et al. 2005), en Amérique du Nord et du Sud (par exemple, Vieira et al. 2004 ; Céréghino et al. 2018), en

Australie (Chessman et Royal, 2004) et en Nouvelle-Zélande (Dolédec et al. 2006). Cependant, à notre connaissance, l'application des traits fonctionnels écologiques et biologiques des macroinvertébrés dans les zones arides de la Méditerranée, en particulier en Afrique du Nord, sont très limités (Ghougali, 2019 ; Ghougali et al. 2019). Cette insuffisance est dû au fait que ces régions manquent de connaissances de base sur les caractéristiques de la taxonomie, de l'écologie et du cycle de vie des macroinvertébrés, par rapport aux travaux avancés menés en Europe et en Amérique du Nord (Touron-Poncet et al. 2014). Cependant, plusieurs études ont décrit les patrons de distribution des macroinvertébrés en fonction des conditions environnementales en Algérie mais sans tenir compte des traits fonctionnelles de vie (Lounaci et al. 2000, Arab et al. 2004 ; Zouggaghe et al. 2014 ; Benzina et Si Bachir, 2018 ; Benzina et al. 2018).

González et al. (2018), ont montré que le signal phylogénétique, bien que faible, des caractères stoechiométriques des communautés d'invertébrés aquatiques, est principalement détecté à l'échelle spatiale et à l'échelle mondiale. En comparant la variation stœchiométrique, à la fois à des échelles taxonomiques et à des étendues spatiales, ils ont révélé que des espèces d'invertébrés étroitement apparentées au sein d'un groupe d'espèces régional sont similaires sur le plan stœchiométrique. Cependant, les espèces d'invertébrés étroitement apparentées qui coexistent à l'échelle locale sont plus différentes les unes des autres (González et al. 2018). Saisissant cette opportunité et en l'absence de données sur les caractéristiques de vie des macroinvertébrés benthiques vivant dans les régions arides d'Afrique du Nord, nous avons utilisé les données établies pour l'Europe et compilées par Tachet et al. (2000).

Dans cette étude, nous visons à démontrer que la diversité et les traits fonctionnels de vie des macroinvertébrés benthiques répondent à des conditions environnementales spécifiques dans les régions arides. Pour mettre en évidence la réponse des communautés de macroinvertébrés benthiques aux facteurs de stress naturels et humains, nous avons utilisé une approche multi-traits en prenant en compte quelques traits fonctionnels biologiques et écologiques décrits par Tachet et al. (2000).

Notre principal objectif est de mettre en évidence les traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques dans la zone protégée du parc national de Belezma et de mettre en évidence la manière dont ces communautés répondent aux variables environnementales, naturelles et anthropiques, dans les régions arides.

## 2. Résultats

### 2.1. Associations entre les variables environnementales et les traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques

La relation établie par le modèle RLQ entre la composition des caractéristiques des assemblages de macroinvertébrés et les variables environnementales est globalement significative (modèle 1 : p <0,001 ; modèle 2 : p <0,038). Le premier axe représente 92% de la variabilité des paramètres environnementaux, 72% de la variance des traits fonctionnels et 54% de la variabilité des espèces.

Nous avons recensé un total de 5243 spécimens appartenant à 72 taxons pour l'ensemble des 36 stations échantillonnées. Le premier axe (65,11% de la variance) est principalement lié à la taille du corps (> 2-4 cm), au mode de dispersion (aquatique passif, actif aquatique et aérien actif), aux stades aquatiques (adulte, nymphe), à la reproduction (ovoviviparité, cimenté ou fixe) et à la durée du cycle de vie (≤ 1 an) (Figure 22).

### 2.2. Taxons bioindicateurs classés suivant leurs traits de vie

Daprès l'analyse RLQ, le premier axe est principalement représenté par les macroinvertébrés benthiques suivants : *Dytiscus sp, Hemiclepsis sp, Platambus sp, Bithynia sp* et *Viviparus sp* (Figure 23a). Sur le côté gauche de l'axe 1, les macroinvertébrés benthiques sont principalement représentés par *Ameletus sp*, *Brachycentrus sp, Mesovelia sp* et *Hydrophilus sp*.

Le deuxième axe est principalement représenté par les macroinvertébrés avec le nombre de cycles (> 1 / an), les stades aquatiques (larve), la reproduction (pontes, terrestres) et la locomotion (chenilles) (Figure 22). Ces regroupements sont principalement représentés par *Hemiclepsis sp, Haliplus sp, Hydroporus sp, Notonecta sp, Cheumatopsyche sp, Epeorus sp, Heptagenia sp,* Ceratopogoninae und, Thaumaleidae ind et Podomoninae ind (Figure 23b). Les macroinvertébrés benthiques rassemblés entre les deux axes 1 et 2 peuvent se trouver dans les différents types d'habitat.

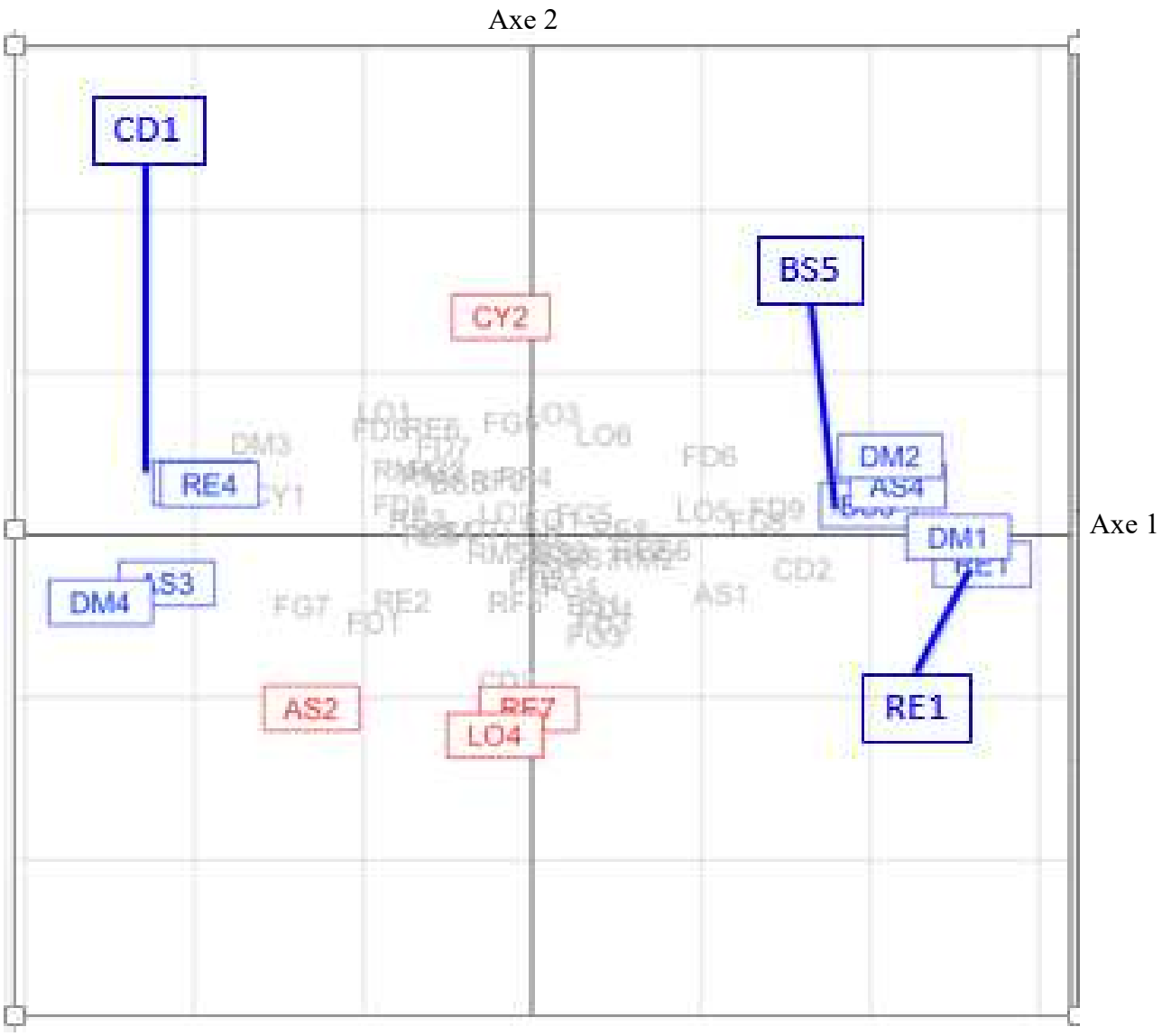



**Figure 22.** Résultats de l'analyse RLQ ayant permis la classification des macroinvertébrés benthiques des cours d'eau du Parc National de Belezma en fonction de leurs traits fonctionnels.

**(a)** Axe 1

**(b)** Axe 2

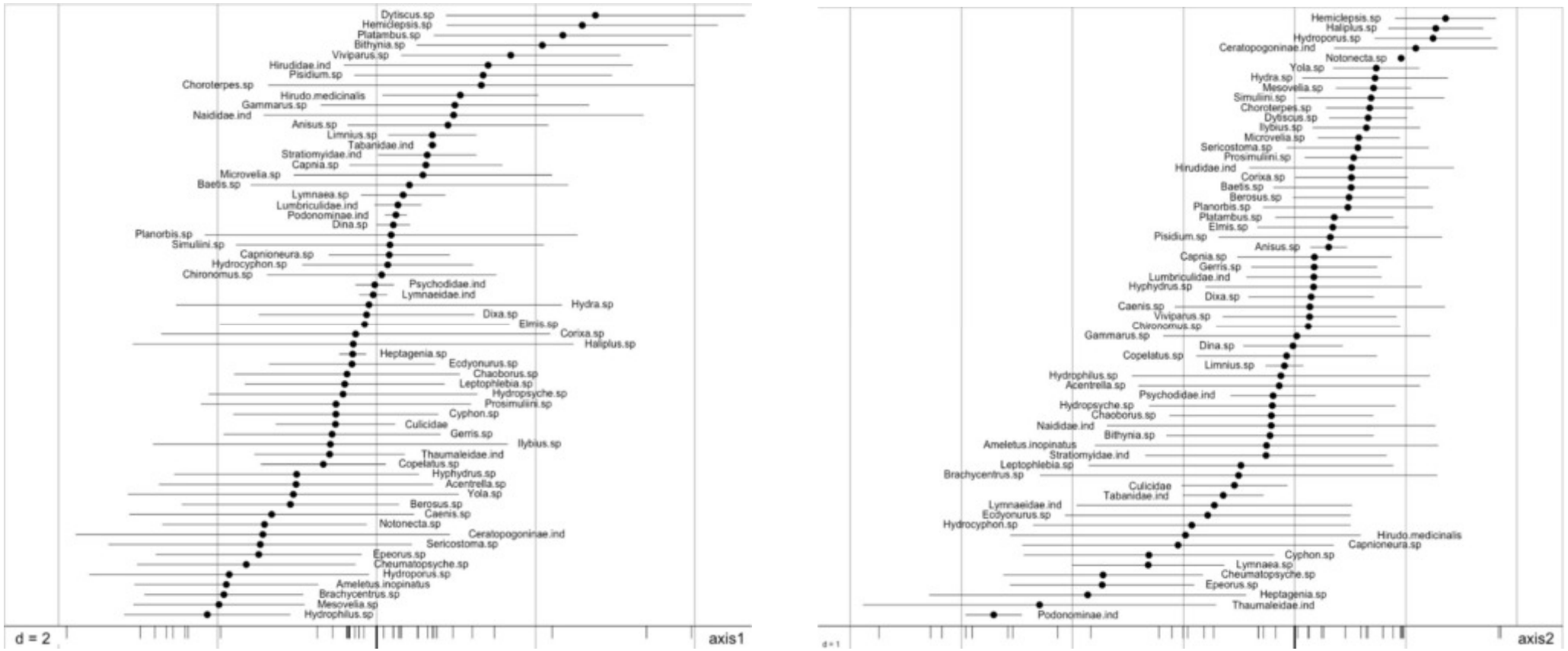



**Figure 23.** Distribution des taxons de macroinvertébrés benthiques sur les deux axes de l'analyse RLQ : **(a)** axe 1 avec 65% de variabilité environnementale et **(b)** axe 2 avec 12% de variabilité environnementale.

**3. Discussion**

Les analyses RLQ ont permis de révéler la différence dans la composition des caractéristiques des assemblages de macroinvertébrés benthiques en considérant leur traits de vie fonctionnel, impactés par différents types de facteurs de stress. En effet, notre étude a permis de regrouper les taxons de macroinvertébrés benthiques en fonction de leurs caractéristiques fonctionnelles en fonction des facteurs de stress environnementaux évalués. Sur les 11 traits fonctionnels considérés, sept d'entre eux ont été affectés par les conditions environnementales (taille du corps, locomotion, mode de dispersion, stade aquatique, reproduction, nombre de cycles par an et durée du cycle de vie). La composition des assemblages dans les cours d'eau impactés par des facteurs de stress anthropiques sont différents de celle observée sur les sites naturels, ce qui suggère que différents mélanges de caractéristiques répondent à des conditions environnementales spécifiques.

La faible intensité des activités agricoles sur le territoire du PNB, reflétée par des valeurs insignifiantes en nitrates et en nitrites (*cf.* chapitre 2), n'aurait pas une grande influence sur les traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques. C'est plutôt le gradient d'altitude qui affecte les assemblages en fonction des caractéristiques des traits fonctionnels. De plus, la différence d'élévation due à une variation des étages bioclimatiques, influence les paramètres physicochimiques de l'eau, ce qui permet de mettre en évidence des traits fonctionnels qui répondent à ces facteurs de stress naturels. Ces taxons (*Dytiscus sp, Hemiclepsis sp, Platambus sp, Bithynia sp, Viviparus sp, Pisidium sp* et Hirudidae ind) situées dans les hautes altitudes et se caractérisent par des concentrations relativement élevées en nitrates. Ils sont principalement caractérisés par la taille de leur corps (> 2-4 cm), leur mode de dispersion (actif et passif aquatique), leur stade aquatique (adulte) et leur reproduction (ovoviviparité). De même, l'homogénéisation des caractéristiques des assemblages dans la région peut accroître sa vulnérabilité aux événements à grande échelle tels que le changement climatique (Olden et al. 2004).

Dans notre étude, l'O. Rhawat semble être le plus sain et présente des conditions environnementales favorables avec les meilleures stratégies de vie, même si cet oued est faiblement soumis à certaines activités agricoles mais ne reste pas exempt de facteurs de stress. Ces habitats favorables impliquent la typologie des cours d'eau de montagne et les traits fonctionnels mis en évidence, essentiellement représentés par des taxons de grande taille (> 2-4 cm) et un cycle de reproduction par an. En revanche, le groupement des taxons *Ameletus sp, Brachycentrus sp, Msovelia sp et Hydrophilus sp* sont situés dans la basses altitude de l'O. Bouilef et se caractérisent par des températures et conductivités élevées.

Ces structures ont généralement été traitées de manière à nécessiter des habitats moyennement stables peu fréquents et à forte intensité de stress (Southwood 1988 ; Stearns, 1992 ; Townsend et Hildrew, 1994). La fréquence d'ovoviviparité en tant que stratégie de reproduction dans ces stations serait principalement due à la présence, entre autres, des mollusques d'eau douce (*Bithynia sp* et *Viviparus sp*). D'autres auteurs ont noté cette tendance en Europe (Dolédec et al. 1999 ; Usseglio-Polatera et Beisel, 2002).

Dans notre cas, nous supposons que les taxons bioindicateurs de l'altitude, qui préfèrent occuper des habitats plus sains, sont principalement symbolisés par *Dytiscus sp, Hemiclepsis sp, Platambus sp, Bithynia sp* et *Viviparus sp*.

Le second gradient RLQ révèle globalement un gradient de pollution reflété par la concentration en nitrites, malgré les faibles valeurs enregistrées (<0,03 mg/l), principalement liée à la présence d'habitats urbains. En effet, l'interaction entre les facteurs de stress anthropiques et les facteurs naturels peut entraîner des effets plus graves dans les zones arides que dans les cours d'eau des régions tempérées (Feio et Dolédec, 2012). Le gradient de pollution permet en effet de mettre en évidence les traits de vie qui réagissent aux facteurs de stress anthropiques. Dans ce gradient, les taxons présentent des caractéristiques fonctionnelles telles que l'omnivorie opportuniste, la résistance à la pollution et aux conditions environnementales extrêmes, telles que la croissance rapide et un potentiel de reproduction élevé (> 1 cycle de vie par an). En fait, ces conditions extrêmes dans les zones arides impliquent un écosystème aquatique productif, ce qui le rend particulièrement approprié pour assurer la survie des cours d'eau pollués (Gil-Sanchez et Alba-Tercedor, 2002).

Aussi, la prédominance du mode locomotion ‘‘chenille’’ dans les environnements stressés est directement associée à la présence de nombreux types de stress et peut refléter l'utilité de pouvoir se disperser et se cacher sous des substrats solides en présence de perturbations soudaines, telles que des inondations et des sécheresses (Lytle et Poff, 2004). Les modes de reproduction incluaient la reproduction sexuée avec des animaux terrestres et des incubées. Cette stratégie peut permettre de protéger efficacement les incubées contre les prédateurs ou les inondations modérées. La région d‘étude correspond à certains des traits biologiques cités dans la littérature comme consommant la résilience à différents stresseurs (petite taille et plusieurs générations par an) (Southwood, 1977-1988 ; Townsend et Hildrew, 1994).

Par ailleurs, nous supposons que les cours d'eau d'O. Chaaba, O.Hamla et O. El-Ma sont les moins appropriées à la constance des macroinvertébrés benthiques. Les taxons bioindicateurs sont dans ce cas principalement représentés par *Hemiclepsis sp, Haliplus sp, Hydroporus sp,* Ceratopogoninae ind, *Notonecta sp, Cheumatopsyche sp, Epeorus sp, Heptagenia sp*,

Thaumaleidae ind et Podomoninae ind. Ces résultats confirment que même si le PNB, en tant qu'aire protégée, reste influencé par l'activité humaine qui perturbe l'état de santé des cours d'eau. Malgré la faiblesse du stress humain dans cette zone protégée, l'aridité de la région rend ce stress plus évident que dans les régions humides comme cela a été mis en évidence pour le gradient altitudinal (*cf.* Chapitre 5). Les traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques, en particulier ceux du type biologique, répondent de manière très expressive aux facteurs de stress environnementaux, naturels et anthropiques. Cependant, une étude approfondie sur une période plus longue et sur d'autres stations et zones non étudiées, de préférence, des stations ayant un impact maximal, serait nécessaire pour une mise en évidence de la variabilité naturelle tant dans l'espace que dans le temps.

## 4. Conclusion

Les analyses RLQ nous ont permis de décrire les assemblages de macroinvertébrés benthiques en fonction de leurs traits de vie fonctionnels et en réponse aux facteurs des stress environnementaux, naturels et antropiques.

Nos résultats démontrent que l'activité humaine dans le parc national de Belezma, malgré sa faiblesse, influencent l'état de santé des cours d'eau. En effet, le caractère aride de la région rend ce stress plus évident que dans les aires humides. Les traits fonctionnels des macroinvertébrés benthiques, en particulier ceux liés aux caractéristiques biologiques, répondent de manière très expressive aux facteurs de stress naturels et anthropiques.

Toutefois, une étude plus étendue prenant en considération davantage de sites d'échantillonnage, avec une durée d'exploitation plus longue et régulière, serait nécessaire pour écarter l'influence potentielle de la variabilité artificielle pour mieux appuyer nos résultats. Auss, des études spécifiques sur les traits de vie biologiques et écologiques des espèces les plus communes des régions arides s'imposent afin de mettre en évidence les éventuelles différences qu'elles montreraient par rapport aux régions humides de l'Europe.

# Conclusion générale et perspectives

L'étude des conditions environnementales dans 36 stations échantillonnées dans 5 oueds du PNB a révélé que l'occupation de l'espace est globalement dominée par les terrains forestiers. La largeur et la profondeur des cours d'eau globalement faible varient selon les oueds et les stations. La vélocité de l'eau enregistrée varie énormément suivant le relief. Toutefois, elle est relativement lente à moyenne. Ceci serait dû à notre échantillonnage qui a ciblé beaucoup plus des terrains plats à faible pente.

Dans les stations explorées, les habitats les plus dominants en surface sont généralement les galets, formant des mosaïques avec des pans de rochers, de sable fin et/ou grossier. Les habitats à végétation, assez rares, se concentrent généralement dans les rivages des oueds.

La physicochimiques de l'eau a également montré une importante variation, non seulement d'un oued à un autre, mais également entre les stations du même oued. L'eau est généralement à pH alcalin, le degré de salinité et de turbidité des eaux sont faibles, indiquant que les cours d'eau étudiés sont d'une eau douce et claire. L'O. Bouilef est caractérisé par des températures d'eau plus élevées par rapport aux autres oueds du fait que la source principale alimentant ce cours d'eau est de nature thermale. La concentration en nitrates et en nitrites se présente par des teneurs infimes. L'évaluation de l'IBGN a révélé que la qualité hydrobiologique des cours d'eau étudiés est moyenne. Les cours d'eau du PNB présentent donc une qualité hydrobiologique acceptable mais qui mérite d'être surveillée et suivie. Le contrôle permanent de certaines sources de pollution, même infimes contribuerait certainement à avoir une eau de meilleure qualité, notamment dans les zones connaissant des activités anthropiques perturbantes.

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques nous a permis de contribuer à l'enrichissement des connaissances sur la biodiversité des cours d'eau du PNB, notamment en mettant à jour les bases de données existantes. Cette biodiversité englobe un total de 102 taxons répartis sur 4 embranchements, 9 classes, 23 ordres et 66 familles différentes. Le peuplement des macroinvertébrés dénombrés dans les cinq cours d'eau montre que les diptères, les coléptères et les éphéméroptères sont les ordres les mieux représentés en nombre. La classe des insectes est nettement dominate tandis que les arachnides, les crustacés, les bivalves, les malacostracés et les polychètes sont les groupes les moins représentés. L'O. Chaaba représente les valeurs des indices de diversité les plus élevés avec une assez bonne équirépartition de taxons le long de cet oued.

En termes de paramètres de bidiversité des macroinvertbrés benthiques, c'est en 2018 que nous avons notés les plus grandes valeurs.

En outre, cette étude nous a permis de fournir de nouveaux constats sur la qualité des cours d'eau du PNB. En effet, l'utilisation des méthodes d'analyses multiparamétriques modernes nous a permis d'établir les relations existantes entres les variables environnementales et les populations et communautés des macroinvertébrés benthiques. Cette liaison a révélé 3 groupes de variables qui déffinissent à la fois le type de substrat, les paramètres physicochimiques de l'eau, les taxons de macroinvertébrés bentiques bioindicateurs ainsi que les facteurs de pression humaine. Ainsi, les genres *Capnioneura sp*, *Gammarus sp*, *Hydrophilus sp*, *Hydropsyche sp*, *Caenis sp* et *Epeorus sp* peuvent être considérés comme des taxons sensibles à la pollution, car ils semblent liés à une bonne qualité de l'eau où la pression humaine est moins importante. A l'opposé, *Pisidium sp*, *Gerris lacustris*, *Heptagenia sp*, *Leptophlebia sp*, *Brachycentrus sp*, *Cheumatopsyche sp*, *Acentrella sp*, *Ecdyoneurus sp*, *Dixa sp*, *Chironomus sp*, peuvent être considérés comme des taxons tolérants à la pollution. Notre étude a montré, une fois encore, que l'aridité tend à limiter la diversité et l'abondance des populations de marcoinvertébrés benthiques. La pression humaine est également un facteur aggravant cet effet.

D'une manière générale, les paramètres environnementaux dans les cours d'eau du PNB varient en fonction de l'altitude. En outre, les patrons de distribution des communautés des insectes benthiques varient le long du gradient altitudinal qui est lui-même sous l'influence de la variation des conditions bioclimatiques. Quelques taxons ont montré une distribution altitudinale étroite et des préférences à des microhabitats spécifiques, mais l'on peut conclure que les macroinvertebrés des cours d'eau du PNB sont largement ubiquistes vis-à-vis de l'habitat disponible.

Les traits fonctionnels, tant biologiques qu'écologiques des macroinvertébrés dans la région d'étude, tout comme en Algérie et en Afrique du Nord, sont encore mal connues. A cet effet, nous avons intégré les seuls traits de vie décrit pour l'ensemble de la faune par une analyse simultanée des traits fonctionnels, des variables environnementales et de la composition taxonomique. Toutefois, des efforts mériteraient d'être fournis pour qualifier en priorité les traits relatifs au nombre de générations par an et la reproduction, car de tels traits jouent un rôle important dans les capacités de résistance et/ou de résilience de la faune aux différentes perturbations de l'habitat. Nos analyses ont également montré que malgré la faiblesse des activités humaines pratiquées dans le parc, leur influence sur l'état de santé des cours d'eau est ressentie. En effet, les traits fonctionnels des macroinvertébrés répondent de façon expressive aux facteurs de stress que ce soit naturels ou anthropiques.

A l'issue de ce travail, nous émettons quelques recommandations scientifiques et de conservation, notamment :

- la nécessite de compléter cette étude par d'autres explorations à plus grande échelle de surface (autres oueds et stations du PNB) et de temps (études régulières sur plusieurs années et en différentes saisons). Ces études devraient porter non seulement sur la caractérisation de la qualité de l'eau et des habitats, mais également sur le suivi de la composition et de la dynamique des populations des macroinvertébrés benthiques qui représentent un modèle biologique de choix pour statuer sur l'état de santé des cours d'eau,

- d'enrichir les connaissances sur la biodiversité des macroinvertébrés benthiques, très peu documentés que ce soit dans le PNB ou en régions arides d'Algérie, il serait judicieux de se pencher sur l'étude de la taxonomie de certains groupes afin d'approfondir leurs identification. Plusieurs espèces pourraient, en effet, se révéler nouvelles ou endémiques pour la région,

- Les traits de vie utilisés pour caractériser les taxons recensés dans notre travail ne correspondraient pas fidèlement à la réalité du terrain, étant donné qu'ils sont définis pour les conditions européennes. A cet effet, il serait également intéressant de réaliser sur des études spécifiques contribuant à décrire les traits de vie biologiques et écologiques des espèces locales dans les conditions écologiques particulières de nos habitats,

- dans les perspectives de conservation et de gestion des espèces et des espaces, nous recommandons aux gestionnaires du PNB de mettre en place un programme de suivi et de surveillance des cours d'eau du Parc, notamment pour enrichir les connaissances sur la biodiversité des macroinvertébrés benthiques et statuer sur la qualité des eaux et des habitats sous l'effet des changements naturels et anthropiques. Dans cette optique, il serait urgent de remédier aux perturbations que connaissent les cours d'eau de l'O. Hamla et l'O. El Ma, soumis à une pollution, ressentie en particulier dans son aval. Les sources de pollution, même insignifiantes, sous l'effet de l'aridité du climat, présentent un effet marqué sur la qualité de l'eau et par ricochet sur la composition biotique en macroinvertébrés benthiques. Par contre, l'O. Chaaba, l'O. Bouilef et l'O. Rhawet, de par leurs plus au moins grande diversité, mériteraient une protection particulière et des prospections approfondies qui permettraient de consolider les recherches non seulement sur la biodiversité des macroinvertébrés benthiques, mais également sur la faune aquatique en général.

# Références bibliographiques


Abdessemed K, 1981. Le Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans les massifs de l'Aurès et du Belezma : étude phytosociologique et problèmes de conservation et d'aménagement. Thèse de Docteur–ingénieur. Faculté des Sciences et Techniques Saint-Jérome. Marseille. 149 p.

AFNOR, 1992. Détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.). 9 p.

Ait-Amara L, Harrache A. 2008. Contribution a l'étude d'inventaire des insectes xylophages et leurs impactes sur le dépérissement du cèdre de l'atlas cas de la cédraie du parc national de Belezma- Batna - Thé. Dép. Biologie. Université Mouloud Maammeri Tizi ouzou.

Ait Mouloud S, 1988. Essais de recherches sur la dérive des macro-invertébrés dans l'oued Aïssi : faunistique, écologie et biogéographie. Thèse Magister, Université d'Alger, 118p.

Allan, J.D, 1975. Faunal replacement and longitudinal zonation in an alpine stream. Verh. int. Ver. Limnol. 19: 1646–1652.

Allan, J.D, 1995. Stream ecology. The structure and function of running waters. Chapman and Hall, London.

Aminot A et Chaussepied M, 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin.CNEXO. Paris, 395 p.

Angelier E, 2000. Ecologie des eaux courantes. Edit TEC & DOC, 177 p.

ANRH, 2001. Inventaire des ressources en sols d'Algérie 1963-2001.

Arab A, 1989. Etude des peuplements d'invertébrés et de poissons appliquée à l'évaluation de la qualité des eaux et des ressources piscicoles des oueds Mouzaia et Chiffa. Thèse Magister, Université d'Alger, 139 p.

Arab A, Lek S, Lounaci A, Park Y.S, 2004. Distribution patterns of benthic macroinvetebrates in an intermittent river. Annls. Limnol, 40 (4) : 317-327.

Archaimbault V. 2003. Réponses bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations : La base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eaux courantes. PhD thesis, Université Paul Verlaine-Metz, France.

Archaimbault V, Dumont B, 2010. L'indice biologique global normalisé (IBGN) : principes et évolution dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau. Sciences Eaux and Territoires : la Revue de l'IRSTEA, IRSTEA, 36p.

Arrington D.A, Winemiller K.O, 2006. Habitat affinity, theseasonal flood pulse, and community assembly in the littoralzone of a Neotropical floodplain river. The North American Benthological Society 25: 126–141.

Aubert J, 1959. Plecoptera. Insecta Helvetica Fauna. Lausanne. 1 : 1-140.

B

Baattrup-Pedersen A, Gothe E, Riis T, O'Hare M, 2016. Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. Science of the Total Environment, 543: 230–238.

Badri A, Giudicelli J, Prevot G, 1987. Effets d'une crue sur la communauté d'invertébrés benthiques d'une rivière méditerranéenne, le Rdat (Maroc). Acta. Ecologia, Ecol. Generalis, 4(8): 481-500.

Bady P, Dolédec S, Fesl C, Gayraud S, Bacchi M, Scholl F, 2005. Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. Freshwater Biology, 50 : 159–173.

Barbault R, 1981. Ecologie des populations et des peuplements. Ed. Masson, Paris, 200p.

Barbour M.T, Gerritsen J, Snyder B.D, Stribling J.B, 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and Fish. 2nd edition. Report number EPA 841-B-99-002. US EPA, Washington, 339p.

Beauchard O, Gagneur J, Brosse S, 2003. Macroinvertebrate richness patterns in North African streams. J. Biogeogr, 30: 1821-1833.

Bêche L.A, Resh V.H, 2007. Biological traits of benthicmacroinvertebrates in California Mediterranean-climatestreams: long-term annual variability and trait diversitypatterns. Fundamental and Applied Limnology, 169: 1–23.

Bedel L, 1895. Catalogue raisonné des Coléoptères du Nord de l'Afrique (Maroc, Algérie, Tunisie et Tripolitaine) avec notes sur la faune des Iles Canaries et de Madère. Première partie. Soc. Ent. Fr. (ed.), Paris, 402 p.

Begon M, Harper J.L, Townsend C.R, 1996. Ecology: Individuals, Populations and Communities. 3rd ed. Blackwell Science, Oxford, UK.

Bennoui D, Bensaid M, 2019. Base de données et valorization de la faune invertébrée du parc national de Belezma (Batna). Mémoire Master, Biologie de la conservation, Université Batna 2. 28p.

Benzina I, Si Bachir A, 2018. Diversity of benthic macroinvertebrates and water streams quality in the national park of Belezma (Northern-East, Algeria). Life Int J Health Life Sci, 4(1): 1-18.

Benzina I, Si Bachir A, Saheb M, Santoul F, Céréghino R. 2018. Macroinvertebrate communities respond to anthropogenic pressure in arid-land streams of north east Algeria. Vie et milieu - life and Environment, 68 (4) : 271-280.

Benzina I, Si Bachir A, Ghazi C, Santoul F, Céréghino R. 2019. How altitudinal gradient affects the diversity and composition of benthic insects in arid areas streams of northern East Algeria? p 1-11.

Berchi S, 1993. Les phlébotomes (Insecta, Diptera, Phlebotomidae), vecteurs de leishmanioses dans l'est algérien. Bull. Soc. Zool. de France, 118: 341-349

Berchi S, 2000. Bioécologie de Culex pipiens l. (Diptera, Culicidae) dans la région de Constantine et perspectives de lutte. Thèse Doc. es-Sciences, université de Constantine, 133p.

Bernadet C, Touron-Poncet H, Desrosiers C, Compin A, Bargier N, Cereghino R, 2013. Invertebrate distribution patterns and river typology for the implementation of the water framework directive in Martinique, French Lesser Antilles.Knowl. Manage. Aquat. Ecosyst, 408 : 1–14.

Berrahou A, Cellot B, Richoux P, 2001. Distribution longitudinale des macroinvertébrés benthiques de la Moulouya et de ses principaux affluents (Maroc). Annales de Limnologie, 37 (3) : 223-235.

Bertrand H., 1972. Larves et nymphes des Coléoptères aquatiques du globe. F. Paillart, Imp. Paris: 804 p.

Berg E.A. 1948. A simple objective technique for measuring flexibility in thinking. *J Gen Psychol,* 39: 15-22.

Bettira R, Atamna S, Aissaoui S, 2019. Base de données et valorization de la biodiversité écosystémique du parc national de Belezma (Batna). Mémoire Master, Biologie de la conservation, Université Batna 2. 39p.

Bigot L, Bidot P, 1973. Contribution à l'étude biocénotique de la garrigue à *Quecus coccifera* – II. Composition biotique du peuplement des invertébrés. Vie et Milieu, Vol. 23, Fasc. 2 (Sér C) : 229 - 249.

Blandin P, 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bull. Ecol., 17 (4) : 215-307.

Belloula R, Benaicha L, 2019. Base de données et valorisation de la biodiversité des vertébrés du parc national de Belezma. Mémoire Master, Biologie de la conservation, Université Batna 2. 48p.

Blondel, 1979. Biologie et écologie. Ed. Masson, Paris, 173 p.

Bonada N, Prat N, Resh V.H, Statzner B, 2006. Developments in aquatic insectbiomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. Annu. Rev. Ento-mol, 51: 495–523.

Bott T.L, Brock J.T, Dunn C.S, Naiman R.J, Ovink R.W, Petersen R.C, 1985. Benthic community metabolism in four temperate stream systems: An inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept. Hydrobiologia, 220: 109-117.

Boukerker H, Si Bachir A, 2015. Biodiversity of xylophagous insects and their role in the *Cedrus atlantica* forests decline in the national park of Belezma, Batna (Algeria). Courr Savoir 20: 79-90.

Boumaïza M, 1994. Recherche sur les eaux courantes de Tunisie : faunistique, écologie et biogéographie. Thèse de Doctorat es Sciences, Université de Tunis II, 330 p.

Bouzidi A, Giudicelli J, 1994. Ecologie et distribution des macroinvertébrés des eaux courantes du Haut-Atlas marocain. Rev. Fac. Sci. Mar, 8: 23-43.

Brink R.V.D, Rusinowska A, Steffen F, 2011. Measuring power and satisfaction in societies with opinion leaders: dictator and new opinion leader properties. Homo Oeconomicus, 28: 161-185.

Brosse S, Arbuckle C.J, Townsend C.R, 2003. Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. Biodiversity and Conservation, 12: 2057-2075.

Bush A, Nipperess D, Turak E, Hughes L, 2012. Determining vulnerability of stream communities to climate change at the landscape scale. Freshw. Biol., 57: 1689-1701.

Buss D.F, Baptista D.F, Silveira M.P, Nessimian J.L, Dorvillé L.F.M, 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in South-East Brazil. Hydrobiologia, 481: 125–136.

C

Céréghino R, Park Y.S, 2009. Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: commentary. Environ Modell Softw, 24: 945-947.

Céréghino R, Oertli B, Bazzanti M, Coccia C, Compin A, Biggs J, Bressi N, Grillas P, Hull A, Kalettka T, Scher O, 2012. Biological traits of European pond macroinvertebrates. Hydrobiologia, 689: 51-61.

Céréghino R, Pillar R.V.D, Srivastava D.S.P.M, De Omena A.A.M. MacDonald I.M. Barberis B. Corbara L.M, Guzman C, Leroy F.O, Bautista G.Q, Romero, M.K. Trzcinski P, Kratina V.J, Debastiani A.Z, Gonçalves N.A.C, Marino V. F, Farjalla B.A, Richardson M.J, Richardson O, Dézerald B, Gilbert J, Petermann S, Talaga G.C.O, Piccoli M.J.G, Montero, 2018. Constraints on the functional trait space of aquatic invertebrates in bromeliads. Functional Ecology. 1–13.

Chaib N, Samraoui B, Marziali L, Rossaro B, 2011. Chironomid taxocenosis in a South Mediterranean wadi, the Kebir-East (Algeria). Studi Trent. Sci. Nat., 89: 29-34 29

Charvet S, Statzner B, Usseglio-Polatera P, Dumont B, 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: An initial application to biomonitoring in Europe. Fresh w. Biol., 43: 277-296.

Chessman B.C, 2009. Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. Global Change Biology, 15: 2791-2802.

Chessman B.C, Royal M.J, 2004. Bioassessment without reference sites: use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, 23: 599–615.

Chevenet F, Dolédec S, Chessel D, 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. Freshw Biol, 31: 295-309.

Clergue-Gazeau M, 1991. Clés de détermination des Simulies (Diptera, Simuliidae) des Pyrénées. International Journal of Limnology 27: 267 - 286.

Conseglio C, 1963. Plecotteri delle isole del Mediterrano. Mon. Zool. Ital, 70-71 :147-185.

Cook SE, 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. Environmental Pollution. 11:268-287.

**D**

Dajoz R, 1985. Précis d'écologie. Ed. Dunod, Paris, 505p.

Decamps H, 1971. La vie dans les cours d'eau. Presses universitaire de France. Paris : 128p.

Dedieu N, Rhone M, Vigouroux R, Céréghino R, 2015. Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. Ecol Indic, 52: 332-340.

Díaz A.M, Alonso M.L.S, Gutierrez M.R.V.A, 2008. Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. Freshw Biol, 53:1–21.

Dolédec S, Chessel D, 1989. Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique II- Prise en compte et élimination d'effets dans un tableau faunistique. Acta Ecologica, Ecologia Generalis, 10: 207-232.

Dolédec S, Chessel D, 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. Freshwater Biology, 31: 277-294.

Dolédec S, Statzner B, Bournard M, 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human impacted river. Freshwater Biol, 42: 737–758.

Dolédec S, Olivier J.M, Statzner B, 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. Arch. Hydrobiol, 148: 25–43.

Dolédec S, Phillips N, Scarsbrook M, Riley R.H, Townsend C.R, 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining land-use effectson grassland stream invertebrate communities. J. N. Am. Benthol. Soc, 25 : 44–60.

Dos Santos, Molineri C, Reynaga M.C, Basualdo C, 2011. Which index is the best to assess stream health? Ecol. Indic, 11: 582–589.

Dray S, Choler P, Dolédec S, Peres-Neto P.R, Thuiller W, Pavoine S, Ter Braak C.J.F, 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. Ecology, 95 : 14-21.

Dussart B, 1966. Limnologie. L'étude des eaux continentales. Ed. Gauthier Villars, Paris, 677 p.

Dussart B, 1992. Limnologie. L'étude des eaux continentales. Ed. Gauthier Villars, Paris, 736 p

Dynesius M, Nilsson C, 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. Science, 266: 753-762.

E

Eaton A.E, 1899. An annotated list of the Ephemeridae of New Zealand. Transactions of the Royal Entomological Society of London, 47: 285-293.

Edwards F.W, 1923. A preliminary revision of the crane flies of New Zealand (Anisopodidae, Tanyderidae, Tipulidae). Transactions andProceedings of the New Zealand Institute, 54: 265-352.

F

Feio M.J, Dolédec S, 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models forindirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. Ecol.Indic, 15: 236–247

Friberg N, Dybkjær J.B, Olafsson, J.S, Gislason G.M, Larsen S.E, Lauridsen T.L, 2009. Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. Freshwater Biology, 54: 2051– 2068. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02234.x

Frissell C.A, Liss W.J, Warren C.E, Hurley M.D, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management, 10 : 199-214.

Fruget J.F, Dessaix J, 2002. Biodiversité structurelle et fonctionnelle des peuplements de macro-invertébrés en tant que descripteur de la variabilité hydraulique : exemple de deux parties court-circuitées du Rhône moyen. Revue des sciences de l'eau, 15 : 3-424.

## G

Gagneur J, Clergue-Gazeau M, 1988. Les Simulies d'Algérie (Diptera : Simuliidae). I. Premières données biogéographiques et écologiques sur les espèces de l'ouest algérien. Annls. Limnol., 24 (3) : 275-284.

Gagneur J, Thomas A.G.B, 1988. Contribution à la connaissance des Ephéméroptères d'Algérie. I. Répartition et écologie (1ère partie) (Insecta, Ephemeroptera). Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse, 124: 213-223.

Gagneur J, Aliane N, 1991. Contribution à la connaissance des Plécoptères d'Algérie in 'Overview and strategies of Ephemeroptera and Plecoptera' Gainesville. Albatercedor J. & Sanchez-Ortega A. (eds). Sandhill Crane Press. Inc : 311- 324.

Gagneur J, Giani N, Martinez-Ansemil E, 1986. Les Oligochètes aquatiques d'Algérie. Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse, 122: 119-124

Garrido J, Alaez M.F, Cueto J.A.R, 1994. Geographical distribution of Adephaga and Polyphaga (Coleoptera) in the Cantabrian Mountains (Spain): Specific richness and analysis of the altitude factor. Archiv für Hydrobiologie, 131(3) : 353-380.

Gaschignard O, 1984. Impact d'une crue sur les macroinvertébrés benthiques d'un bras du Rhône. Verh. Internat. Verein. LimnoL, 22: 1997-2001.

Gaston K.J, Spicer J.I, 1998. Biodiversity: an introduction. Oxford: Blackwell Science.

Gauthier H. 1928. Recherches sur la faune des eaux continentales de l'Algérie et de la Tunisie. Minerva, Alger. 149p.

Gayraud S, Statzner B, Bady P, Haybachp A, Schöll F, Usseglio-Polatera P, Bac-Chi M, 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. Freshwater Biol, 48 : 2045-2064.

Ghislain DM, 2006. Les eaux continentales, Rapport sur la science et la technologie N°25.Académie des sciences, 329 p.

Ghougali F, 2019. Biodiversité et conservation des peuplements invertébrés des milieux aquatiques continentaux de la région des Aurès. Thèse de doctorat. Université de Tlemcen, 149p.

Ghougali F, Si Bachir A, Chaabane N, Brik I, Ait Medjber R, Rouabah A, 2019. Diversity and distribution patterns pf benthic insects in streams of the Aures arid region (NE Algeria). Oceanological studies. 48(1): 31- 42.

Gil-Sanchez JM, Alba-Tercedor J, 2002. Ecology of the native and introduced crayfishes *Austropotamobius pallipes* and *Procambarus clarkii* in southern Spain and implications for conservation of the native species. Biol Conserv, 105: 75–80

Giraudel J.L, Lek S, 2001. A comparison of self-organizing map algorithm and some conventional statistical methods for ecological community ordination. Ecol Model, 146 (1-3) : 329-339.

Giudicelli J, Dakki M, Dia A, 1985. Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes. Verh. Internat. Verein. Limnol, 22: 2094-2101.

Gleick P.H, 1996. Basic Water Requirements for Human Activities: Meeting Basic Needs. Water International, 21 : 83-92.

Goaziou Y, 2004. Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macroinvertébrés benthiques – rapport de stage, Québec, ministère de l'environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 37p.

González A.L, Céréghino R, Dézerald O, et al ,2018. Ecological mechanisms and phylogeny shape invertebrate stoichiometry: A test using detritus-based communities across Central and South America. Funct Ecol, 32 : 2448–2463.

Guignot F, 1931-1933. Les Hydrocanthares de France. Ed. Miscel, entom. Toulouse: 1057 p.

## H

Hack J.T, 1973. Stream profile analysis and stream gradient index: Journal of Research of the United States Geological Survey, 1(4): 421-429.

Hamzaoui D, Hafiane M, Mebarki M, Arab A, Alfarhan A.H, Samraoui B, 2015. The Gomphidae of Algeria and the Maghreb: status, ecology and conservation (Insecta: Odonata). Int. J. Odonatol, 18: 175-191.

Harris J.H, Silveira R., 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. Freshwater Biol, 41: 235–252.

Hausner V.H, Yoccoz N.G, Ims R.A, 2003. Selecting indicator traits for monitoring land use impacts: birds in northern coastal birch forests. Ecol Appl, 13: 999-1012.

Hawkes H.A, 1979. Invertebrates as indicators of water quality. In: Biological indicators of water quality. T.A. Evison (éd.), J. Wiley & Sons, London, pp 2: 1-2.45.

Heino J, Muotka T, Myrkä H, Paavola R., Haemaelaeinen H, Koskenniemi E, 2003. Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: Implications for bioassessment and conservation. Ecol. Appl, 13: 842-852.

Hellawell J.M, 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier applied science publishers, London, 546 p. DOI: 10.1007/978-94-009-4315-5

Henriques-Oliveira A.L, Nessimian J.L, 2010. Aquatic macroinvertebrate diversity and composition in streams along an altitudinal gradient in Southeastern Brazil. Biota Neotropica, 10: 115–128.

Hering D, Buffagni A, Moog O, Sandin L, Sommerhäuser M, Stubauer I, Feld C, Johnson R.K, Pinto P, Skoulikidis N, Verdonschot P.F.M, Zahradkova S, 2003. The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - Design of the sampling programme within the AQEM Project. International Review of Hydrobiology, 88: 345–361.

Hynes H.B.N, 1971. Zonation of the invertebrate fauna in a West Indian stream. Hydrobiologia, 38: 1-8.

Hynes K.E, 1998. Benthic macroinvertebrate diversity and biotic indices for monitoring of 5 urban and urbanizing lakes within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia, Canada. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax. Xiv, 114 pp.

Heyns P, 1999. Water resources management in Namibia with regards to the implementation of the Protocol on Shared Watercourse Systems of the Southern African Development community. Windhoek: DWA.

**J**

Jacobsen D, 2004. Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. Freshwater Biol, 49: 1293-1305.

Jacobsen D, Schultz R, Encalada A, 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. Freshwater Biol, 38:247-261.

Jackson J.K, Füreder L, 2006. Long-Term Studies of Freshwater Macroinvertebrates: A Review of the Frequency, Duration and Ecological Significance. Freshwater Biology, 51(3): 591–603.

Jiang X.M, Xiong J, Qiu J.W, Wu J.M, Wang J.W, Xie Z.C, 2010. Structure of macroinvertebrate communities in relation to environmental variables in a subtropical Asian riversystem. Int. Rev. Hydrobiol, 95: 42–57.

**K**

Karr JR, 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. Ecological Applications, 1: 66-84.

Karr JR, Dudley DR, 1981. Ecological perspectives on water quality goals. Environ Manag, 5: 55-68

Khelifa R, 2013. Flight period, apparent sex ratio and habitat preferences of the Maghribian endemic *Calopteryx exul* Selys, 1853 (Odonata: Zygoptera). Revue d'écologie, 68: 37-45.

Kohonen T, 2001. Self-organizing maps (3rd edit.). Berlin, Germany, Springer-verlag.

Kolkwitz R, Marsson M, 1909. Okologie der tierische Saprobien. Beitrige zur Lehre yon der biologische Gewserbeurteilung. Int. Rev. Hydrobiol, 2: 126 -152.

Kuzmanovic M, Dolédec S, Castro-Catala N, Ginebreda A, Sabater S, Muñoz I, Barceló D, 2017. Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers. Environ. Res, 156 : 485-493.

## L

Lang C, Raymond O, 1993 Empirical relationships between diversity of invertebrate communities and altitude in rivers: application to biomonitoring. Aquatic Sciences, 55 : 188–196.

Lavandier P, 1979. Ecologie d'un torrent Pyrénéen de haute montagne : l'Estaragne. Thèse de doctorat d'Etats. Univ Paul Sabatier, Toulouse, 523 p.

Lavandier P, Décamps H, 1984. Ecology of European Rivers Blackwell Scientific, Oxford, UK. 237-264.

Lebart L, Morineau A, Piron M, 1997. Statistiques exploratoires multidimensionnelles, 2ème édition, Dunod.

Lestage J.A, 1935. Contribution à l'etude des Ephemeropteres XIII. – Les composantes australiennes et neo-zelandaises du Group Siphlonuridien. Bulletin Institute royal des Sciences naturelles de Belgique, 75: 346-358.

Linke S, Bailey R.C, Schwindt J, 1999. Temporal variability of stream bioassessments using benthic macroinvertebrates Freshw. Biol, 42: 575-584.

Lounaci A, 1987. Recherches hydrobiologiques sur les peuplements d'invertébrés benthiques du bassin de l'oued Aïssi (Grande Kabylie). Thèse Magister, Université d'Alger, 133 p.

Lounaci A, 2005. Recherche sur la faunistique, l'écologie et biogéographie des macroinvertébrées des cours d'eau de Kabylie. Thèse doctorat d'état. U.M.M.T.O: 209.

Lounaci A, Vinçon G, 2005. Les Plécoptères de la Kabylie du Djurdjura (Algérie) et Biogéographie des espèces d'Afrique du Nord [Plecoptera]. Ephemera, 6 (2): 109-124.

Lounaci A, Brosse S, Thomas A.G.B, Lek S, 2000. Abundance, diversity and community structure of macroinvertebrates in an Algerian stream: the Sebaou wadi. Annls Limnol, 36(2) : 123-133.

Lounaci-Daoudi D, 1996. Travaux sur la faunistique, l'écologie et la biogéographie des insectes aquatiques du réseau hydrographique du Sébaou. Thèse de Magister, Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, 152 p.

Lytle D.H, Poff N.L, 2004. Adaptation to Natural Flow Regimes. Trends in Ecology and Evolution, 19, 94-100.

## M

Magurran A.E, 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Malden MA. 256 p.

Malicky H, Lounaci A, 1987. Beitrag zur taxonomie und faunistik der köcherfkiegen von Tunisien, Algerien und Morokko (Trichoptera).Opusc. Zool. Flumin., 14: 1-20.

Margalef R, 1960. Valeur indicatrice de la composition des pigments duphytoplancton sur la productivité, composition taxonomique et propriétés dynamiquesdes populations. Rapp. Comm. Int. Medit., 15: 277 – 281.

Mason C.F, Parr B.L, 2003. Longterm trends in water quality and their impact on macroinvertebrate assemblages in eutrophic lowland rivers. Water Research, 37: 2969-2979.

Mason N.W.H, Irz P, Lanoiselée C, Mouillot D, Argillier C, 2008. Evidence that niche specialization explains species-energy relationships in lake fish communities. Journal of Animal Ecology, 77: 285-296.

McDonough O.T, Hosen J.D, Palmer M.A, 2011. Temporary Streams: the Hydrology, Geography and Ecology of Non-Perennially Flowing Waters, in: Elliot, H.S., Martin, L.E., (Eds), River Ecosystems: Dynamics, Management and Conservation. Nova Science Publ. Inc., 259-289.

Mebarki M, 2001. Etude hydrobiologique de trois réseaux hydrographiques de Kabylie (Parc National du Djurdjura, oued Sébaou et oued Boghni) : faunistique, écologie et biogéographie des macroinvertébrés benthiques. Thèse Magister, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 178 p.

Merz J.R, Ochikubo-Chan L.K, 2005. Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. River Res. Appl., 21: 61-74.

Merritt R.W, Cummins K.W, 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, IA, 862 pp.

Metcalfe J.L, 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. Environ. Pollut, 60 (1-2): 101-139.

Metcalfe J.L, 1996. Biological waterquality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: The Rivers Handbook. Hydrological and ecological principles. Volume 1. P. Calow & G. E. Petts (eds.) : 144-170. Blackwell Science Ltd. Oxford.

Minshall G.W, 1988. Stream ecosystem theory: A global perspective. Journal of the North American Benthological Society, 57: 263-288.

Miserendino M.L, Pizzolon L.A, 2000. Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: altitudinal zonation and functional structure. Archiv fu ¨r Hydrobiologie, 150: 55-83.

Mondy C, Villeneuve B, Archaimbault V, Usseglio-Polatera P, 2012. A new macroinvertebrate based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: a taxonomical and trait approach. Ecological Indicators, 18: 452-467.

Moubayed-Breil J, Lounaci A, 2013. *Orthocladius (Euorthocladius) kabylianus sp. n., a crenophilous* element inhabiting karstic helocrenes and temporary streams in Algeria [Diptera: Chironomidae]. Ephemera. 14 (1) : 25-34.

Moubayed Z, 1986. Recherches sur la faunistique, l'écologie et la zoogéographie de trois réseaux hydrographiques du Liban : l'Assi, le Litani et le Beyrouth. Thèse de Doctorat es Science. Univ Paul Sabatier, Toulouse : 496p.

Mouchet M.A, Villeger S, Mason, N.W.H, Mouillot D, 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. Functional Ecology, 24: 867–876.

Myers N, Mittermeier R.A, Mittermeier C.G, Da Fonseca G.A.B, Kent J, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403: 853–858.

**N/O**

Navàs. 1917. Broteria. Ser. Zool, 15: 65-66.

Nelson, S.M, Lieberman D.M, 2002. The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, USA. Hydrobiologia, 489: 117–129

Olden J.D, Poff N.L, Douglas M.R, Douglas M.E, Fausch K.D, 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenisation. Trends in Ecology & Evolution, 19: 18-24.

Ozonda 1998. Les végétaux dans la biosphère. Dion éditeur. Paris 432p.

**P**

Palmer C, Palmer A, O'Keeffe J, Palmer R, 1994. Macroinvertebrate community structure and altitudinal changes in the upper reach of a warm temperate southern African river. Freshwater Biol, 32: 337-347.

Park Y.S, Céréghino R, compin A, Lek S, 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. Ecol Mode, 160: 265-280

Paulsen S.G, Mayio A, Peck D.V, Stoddard J.L, Tarquinio E, Holdsworth S.M, Olsen A.R, 2008. Condition of stream ecosystems in the US: an overview of the first national assessment. J. N. Am. Benthol. Soc, 27: 812–821.

Pielou E.C, 1969. An introduction to Mathematical Ecology. Wiley, New York, 214 p.

Pielou E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley, New York, 108 p.

Pires A.M, Cowx I.G, Coelho M.M, 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin (Portugal). J. Fish Biol., 54: 235-249.

Plafkin J.L, Barbour M.T, Porter K.D, Gross S.K, Hughes R.M, 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers, 32 p.

PNB, 2015. Plan de gestion du Parc National de Belezma (PNB, Batna - Algeria). Document interne PNB Partie 'A' : Approche descriptive et analytique, 124p.

Poff N.L, 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology J. N. Am. Benthol. Soc., 16: 391-409.

Poff N.L, Olden J.D, Vieira N.K.M, Finn D.S, Simmons M.P, Kondratieff B.C, 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. J. North Am. Benthol. Soc., 25 : 730–755.

Poisson R, Gauthier H. 1926. Hémiptères aquatiques d'Algérie et de Tunisie. Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, 17: 264-273.

Power M.E, Stout R.J, Cushing C.E, Harper P.P, Hauer F.R, Matthews W.J, De Badgen W, 1988. Biotic and abiotic controls in river and stream communities. Journal of the North American Benthological Society, 7: 456-479.

Pringle C.M, Ramirez A, 1998. Use of both benthic and drift sampling techniques to assess tropical stream in vertebrate communities along an altitudinal gradient, Costa Rica. Fresh wat. Biol, 39: 359–373.

## Q

Qian H, Joseph R, Zeng N, 2010. Enhanced terrestrial carbon uptake in the Northern High Latitudes in the 21st century from the Coupled Carbon Cycle Climate Model Intercomparison Project. Global Change Biology, 16: 641-656.

Quinn J.M, Hickey C.W, 1990. Characterisation and classification of benthic communities in 88 New Zealand rivers in relation to environment factors. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 24: 387- 409.

## R

Ramirez J.J, Roldán P.G, Yepes G.A, 2004. Altitudinal variation of the numerical structure and biodiversity of the taxocenosis of Ephemeroptera in the South, North, and Central Regions of the Department of Antioquia, Colombia. Acta. Limnol. Bras, 16(4) : 329-339.

Rejsek F, 2002. Analyse des eaux, Aspects réglementaire et techniques. Série : Siences et techniques de l'environnement. Paris, 360 p.

Ribera I, Barraclough T.G, Vogler A.P, 2001. The effect of habitat type on speciation rates and range movements in aquatic beetles: inferences from species-level phylogenies. Mol. Ecol, 10: 721–735.

Richards C, Johnson L.B, Host G.E, 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. Canadian Journal of Ficheries and Aquatic Sciences, 53: 295-311.

Ricklefs R.E, Schluter D, 1993. Species diversity in ecological communities. University of Chicago Press. Chicago.

Rodier J, 2000. Analyse de l'eau : eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer. Analyses physico-chimiques, bactériologiques. 8eme Edit. Dunod, 973p.

Rosenberg D.M, Resh V.H 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman Hall. Nueva York, EEUU. 488 p.

## S

Salman A.A.S, Heino J, Salmah A.A, Hassan M.R.C, Suhaila A.H, Madrus M.R, 2013. Drivers of beta diversity of macro-invertebrate communities in tropical forest streams. Freshw Biol, 58: 1126-1137.

Samraoui B, Menai R, 1999. A contribution to the study of Algerian Odonata. *Int. J.* Odonatology, 2 (2) : 145-165.

Samraoui B, Corbet P.S, 2000a. The Odonata of Numidica. Part I: Status and distribution. Int. J. Odonatology, 3 (1): 11-25.

Samraoui B, Corbet P.S, 2000b. The Odonata of Numidica. Part II: Seasonal ecology. Int. J. Odonatology, 3 (1): 27-39.

Sarah E.H.M, 2009. Les écosystèmes riverains, les bandes riveraines et les corridors écologiques : regard sur la capacité des bandes riveraines définies selon la politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables du Québec de maintenir la fonction de corridor écologique. Sherbrooke University. Québec, Canada, 1: 3-31.

Schäfer R.B, Caquet T, Siimes K, Mueller R, Lagadic L, Liess M, 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. Sci. Total Environ, 382: 272-285.

Schorer A, Schneider S, Melzer A. 2001. The importance of submerged macrophytes as indicators for the nutrient concentration in a small stream (Rotbach, Bavaria). Limnologica, 30: 351-358.

Sekhi S, 2010. Recherche sur la faunistique et l'écologie des macroinvértébrés ces cours d'eau Tiout, Hadjadj et Moghrar (Wilaya de Naâma). Mémoire de Magister, USTHB, 117p.

Sellam N, Amador V, Zouggaghe F, Moulai R, 2017. L'utilisation des Coleoptera, Ephemeroptera et Diptera comme bioindicateurs de la qualité des eaux de quelques Oueds en Algérie. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 80: 47-56.

Soldner M, Stephen I, Ramos L, Angus R, Wells N.C, Grosso A, Crane M, 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. Water research, 38: 863-874.

Southwood T.R.E, 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? Journal of Animal Ecology, 46: 337–365.

Southwood T.R.E, 1988. Tactics, strategies and templets. Oikos 52, 3–18.

Statzner B, Bêche L.A, 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? Freshwater Biology, 55(1): 80–119.

Statzner B, Hildrew A.G, Resh V.H, 2001. Species traits and environmental con-straints: entomological research and the history of ecological theory. Annu. Rev.Entomol, 46: 291-316.

Statzner B, Bady P, Doledec S, Schöll F, 2005. Invertebrate traits for the biomon-itoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. Freshwater Biol, 50: 2136–2161.

Stearns S.C, 1992. The Evolution of Life Histories. Oxford University press, Oxford.

Stevenson R.J, Pan Y, 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms, pp. 12-40 In: The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences.E.F. Stoermer & J.P. Smol (eds), Cambridge University Press: 469 p.

Stevenson R.J, Pan Y.D, 2001. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In Stoermer EF, Smol JP Eds, The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. Cambridge University Press: 11-40.

Stoddard J.L, Herlihy A.T, Peck D.V, Hughes R.M, Whittier T.R, Tarquinio E, 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. J. N. Am. Benthol. Soc, 27: 878–891.

Suren A, 1994. Macroinvertebrate communities of streams in western Nepal: effects of altitude and land use. Freshwater Biology, 32 : 323 - 336.

## T

Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P, 2000. Invertébrés d'eau Douce. Systématique, Biologie, Ecologie. CNRS Editions, Paris.

Tachet H, Richoux M, Bournaud M, Usseglio-Polatera P, 2010. Invertébrés d'eau douce : Systématique, Biologie, Ecologie, CNRS éditions. Paris, France 588 p.

Tate C.M, Heiny J.S, 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. Freshwater Biology, 33: 439-454.

Thomas A.G.B, 1998. A provisional checklist of the Mayflies of North Africa (Ephemeroptera). Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse, 134: 13-20.

Touron-Poncet H, Bernadet C, Compin A, Bargier N, Cereghino R, 2014. Implementing the Water Framework Directive in overseas Europe: A multimetric macroinvertebrate index for river bioassessment in Caribbean islands, 47: 34-43.

Townsend C.R, Hildrew A.G, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. Freshwater Biology, 31: 265–275.

## U/V

Ultsch A, 1993. Self-organizing Neural Networks for visualisation and classification. In Optiz O, Lausen B, Klar R Eds, Information and classification. Springer, 307-313.

Usseglio-Polatera P, Beisel J.N, 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: Anthropogenic effects versus natural change. River Research and Applications, 18: 197-211.

Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P, Tachet H, 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? Hydrobiologia 422/423, 153–162.

Vaillant F, 1955. Recherches sur la faune madicole de France, de Corse et d'Afrique du Nord. Mem. Mus. Hist. Nat., Paris (Zool.), 11, 258p.

Verneaux J, Coll, 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). Ann. Sc. Univ. Franche-Comté Besançon, Biol. anim, 4(3) : 11-21.

Vesanto J, Alhoniemi E, Himberg J, Kiviluoto K, et Parviainen J, 1999. Self-organizing Map for Data Mining in Matlab: The SoM Toolbox. Simul news eur, 25: 54.

Vieira N.K.M, Clements W.H, Guevara L.S, Jacobs B.F, 2004. Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire. Freshwater Biology, 49:1243–1259.

Vinson M.R, Hawkins C.P, 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. Annual Review of Entomology, 43: 271-293.

Violle C, Reich, P.B, Pacala S.W, Enquist B.J, Kattage J, 2014. The emergence and promise of functional biogeography. Proc.Natl.Acad.Sci. U. S. A. 111: 13690-13696.

Vought L.B.M, Kullberg A, Petersen R.C, 1998. Effect of riparian structure, temperature and channel morphometry on detritus processing in channelized and natural woodland streams in southern Sweden. Aquat. Conserv. Mar. Fresh. w. Ecosyst, 8: 273-285

W/Y

Wallace J.B, Webster J.R, 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. Annual Review of Entomology, 41: 115-139.

Ward J.V, 1986. Altitudinal zonation in a Rocky mountain stream. Arch.Hydrobiol.Suppl, 74: 133-199.

Williams D.D, Feltmate B.W, 1992. Aquatic Insects. CAB International. XIII, 358p.

Wilman H, Belmaker J, Jennifer S, De La Rosa C, Rivadeneira M.M, Jetz W, 2014. Elton Traits 1. 0: Species-level foraging attributes of the world‘s birds and mammals. Ecology, 95: 2027.

Woodiwiss F. S, 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemy Ind, 443-447.

Yasri N, Vinçon G, Lounaci A, 2013. A new Amphinemura from Central Maghreb (Algeria, Tunisia): A. berthelemyi sp. n. (Plecoptera: Nemouridae). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellscheft. Bull. Soc. Entomol. Suisse, 86: 25–33.

Z

Zerguine K, Samraoui B, Rossaro B, 2009. A survey of Chironomids from seasonal ponds of Numidia, northeastern Algeria. Boll. Zool. agr. Bachic.Ser. II, 41 (3): 167-174.

Zouakh D.E, Meddour A, 2018. Longitudinal ecological zonation in four Algerian streams. Lebanese Science Journal, 19 (2) : 135-149.

Zouggaghe F, Moali A, 2009. Variabilité structurelle des peuplements de macro-invertébrés benthiques dans le bassin Versant de la Soummam (Algérie, Afrique du Nord). Rev. Écol. (Terre Vie), vol. 64.

Zouggaghe F, Mouni L, Tafer M, 2014. Qualité biologique du réseau hydrographique du bassin versant de la Soummam (Nord de l’Algerie), Larhyss Journal, 17: 21-33.

Zwick P, 2000. Phylogenetic system and zoogeography of Plecoptera. Annu Rev Entomol, 49: 709-746.

**Annexe 1.** Détails des méthodes et appareillage utilisé pour les mesures physicochimiques de l'eau (AFNOR, 2001).

| Paramètres physicochimiques | Unités | Appareils | Mode opératoire |
|---|---|---|---|
| **Température** | **°C** | Thermomètre à mercure Thermomètre électronique (Digital Thermometer : WT-1 made in China) | - Enfoncer le thermomètre dans l'eau,<br>- Attendre quelques minutes et lire la valeur indiquée. |
| **potentiel Hydrogène** | **pH** | pH mètre (Hach Company sension 3 pH meter s/n 021000003035 made in USA) | - Prendre environ 100 ml de l'échantillon à mesurer,<br>- Tremper l'électrode dans le bécher contenant l'eau à analyser,<br>- Laisser stabiliser un moment et noter le pH indiqué. |
| **Turbidité** | **NTU** | Turbidimètre (modèle CACH 2100 AN) | - Remplir une cuvette de mesure propre avec l'échantillon à analyser bien homogénéisé,<br>- Effectuer rapidement la mesure. |
| **Conductivité Electrique (CE)** | **µS/cm** | Conductimètre (modèle CACH session 7) | - Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité ;<br>- Faire la mesure dans un récipient contenant de l'eau à examiner en prenant soin que les électrodes soient bien émergées. |
| **TDS** | **(mg/l)** | | |
| **Salinité** | **%** | | - A partir de la conductivité (lecture directe). |
| **$NO_3^-$ (Taux de nitrates)** | **Mg/l** | Spectrophomètre (modèle CACH ODYSSEY) | - Prendre 10 ml d'eau à analyser ;<br>-Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30% ;<br>- Ajouter 1 ml de Salicylate de Sodium ;<br>- Evaporer à sec au bain Marie ou à l'étuve à une température de 75-88 °C et laisser refroidir ;<br>- Reprendre le résidu avec 2 ml de $H_2SO_4$ pur ;<br>- laisser reposer 10 mn puis ajouter 15 ml d'eau distillée ;<br>- ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium ;<br>- multiplier par 4,43 pour obtenir la concentration en $NO_3$. |
| **$NO_2^-$ (Taux de nitrites)** | **mg/l** | | - Prendre 50 ml d'eau à analyser ;<br>- Ajouter 1 ml de réactif mixte ;<br>- L'apparition de la coloration rose indique la présence de $NO^-_2$ |
| **O2 (oxygène dissous)** | **mg/l** | Oxymétre | -Prendre environ 100 ml de l'échantillon à mesurer<br>-Tremper l'électrode dans le bécher contenant l'eau à analyser<br>- Laisser stabiliser un moment |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | | | - Noter la valeur indiquée. |
| **Chlore ($Cl^-$)** | **(mg/l)** | Eprouvette, Bêcher, Pipette graduée, Agitateur, Barreau magnétique | La méthode utilisée est celle de MOHR (Rodier et al, 2005) :<br>- Introduire10 ml d'eau à analyser dans un bêcher.<br>-Ajouter 3 gouttes de solution de Chromates de Potassium à 10%.<br>-Verser alors au moyen d'une burette la solution de Nitrates d'Argent jusqu'à apparition d'une teinte rougeâtre qui doit persister 1 à 3 min.<br>-Soit V le nombre de millilitres de Nitrates d'Argent 0,1N utilisés.<br>-Calculer la teneur du Chlore. |

**Annexe 2.** Valeurs de l'IBGN selon la nature et la variété taxonomique de la macrofaune (AFNOR, 1992)

| **Classe de variété** | | **14** | **13** | **12** | **11** | **10** | **9** | **8** | **7** | **6** | **5** | **4** | **3** | **2** | **1** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Taxons indicateurs** | **∑t GI** | **>50** | **49 45** | **44 41** | **40 37** | **36 33** | **32 29** | **28 25** | **24 21** | **20 17** | **16 13** | **12 10** | **9 7** | **6 4** | **3 1** |
| *Chloroperlidae Perlidae Perlodidae Taeniopterygidae* | 9 | 20 | 20 | 20 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 |
| *Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae* | 8 | 20 | 20 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 |
| *Leuctridae Glossosomatidae Beraeidae Goeridae Leptophlebiidae* | 7 | 20 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 |
| *Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Ephemeridae* | 6 | 19 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 |
| *Hydroptilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae* | 5 | 18 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 |
| *Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Rhyacophilidae* | 4 | 17 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 |
| *Limnephilidae * Hydropsychidae Ephemerellidae * Aphelocheiridae* | 3 | 16 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 |

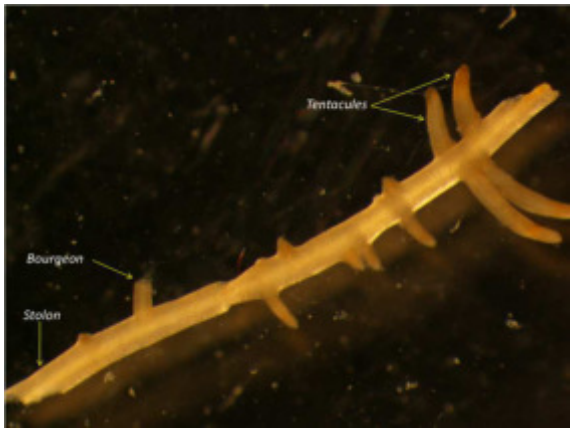
| | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Baetidae ** *Caenidae ** *Elmidae ** *Gammaridae ** *Mollusques* | 2 | 15 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 |
| *Chironomidae ** *Asellidae ** *Achètes* *Oligochètes ** | 1 | 14 | 13 | 12 | 11 | 10 | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 |
| ** Taxons représentés par au moins 10 individus - Les autres par au moins 3 individus* | | | | | | | | | | | | | | | |

**Annexe 3 :** Liste des 138 taxons utilisés pour l'évaluation de l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) (les 38 taxons indicateurs sont soulignés) (AFNOR, 1992).

| | | | |
|---|---|---|---|
| INSECTES | HÉTÉROPTÈRES | Scatophagidae | MOLLUSQUES |
| PLÉCOPTÈRES | Aphelocheiridae | Sciomyzidae | BIVALVES |
| Capniidae | Corixidae | Simuliidae | Corbiculidae |
| Chloroperlidae | Gerridae | Stratiomyidae | Dreissenidae |
| Leuctridae | Hebridae | Syrphidae | Sphaeriidae |
| Nemouridae | Hydrometridae | Tabanidae | Unionidae |
| Perlidae | Naucoridae | Thaumaleidae | GASTÉROPODES |
| Perlodidae | Nepidae | Tipulidae | Ancylidae |
| Taeniopterygidae | Notonectidae | ODONATES | Bithynidae |
| TRICHOPTÈRES | Mesoveliidae | Aeschnidae | Bythinellidae |
| Beraeidae | Pleidae | Calopterygidae | Hydrobiidae |
| Brachycentridae | Veliidae | Coenagrionidae | Limnaeidae |
| Ecnomidae | COLÉOPTÈRES | Cordulegasteridae | Neritidae |
| Glossosomatidae | Curculionidae | Corduliidae | Physidae |
| Goeridae | Donaciidae | Gomphidae | Planorbidae |
| Helicopsychidae | Dryopidae | Lestidae | Valvatidae |
| Hydropsychidae | Dytiscidae | Libelludiae | Viviparidae |
| Hydroptilidae | Eubriidae | Platycnemididae | |
| Lepidostomatidae | Elmidae | | |
| Leptoceridae | Gyrinidae | MÉGALOPTÈRES | |
| Limnphilidae | Haliplidae | Sialidae | VERS |
| Molannidae | Helodidae | PLANIPENNES | PLATHELMINTHES |

| | | | |
|---|---|---|---|
| Odontoceridae | Helophoridae | Osmylidae | TRICLADES |
| Philopotamidae | Hydraenidae | Sysyridae | Dendrocoelidae |
| Phryganeidae | Hydrochidae | HYMÉNOPTÈRES | Dugesiidae |
| Polycentropodidae | Hydrophilidae | LÉPIDOPTÈRES | Planariidae |
| Psychomyidae | Hydroscaphidae | Pyralidae | NÉMATHELMINTHES |
| Rhyacophilidae | Hygrobiidae | | ANNÉLIDES |
| Sericostomatidae | Limnebiidae | | ACHÈTES |
| Thremmatidae | Spercheidae | | Erpobdellidae |
| | DIPTÈRES | CRUSTACÉS | Glossiphoniidae |
| ÉPHÉMÉROPTÈRES | Anthomydae | BRANCHIOPODES | Hirudidae |
| Baetidae | Athericidae | AMPHIPODES | Piscicolidae |
| Caenidae | Blephariceridae | Gammaridae | OLIGOCHÈTES |
| Ephemerellidae | Ceratopogonidae | ISOPODES | |
| Ephemeridae | Chaoboridae | Asellidae | |
| Heptageniidae | Chironomidae | DÉCAPODES | |
| Leptophlebiidae | Culicidae | Astacidae | HYDRACARIENS |
| Oligoneuriidae | Dixidae | Atyidae | |
| Polymitarcidae | Dolichopodidae | Grapsidae | |
| Potamanthidae | Empididae | Cambaridae | |
| Prosopistomatidae | Ephydridae | | HYDROZOAIRES |
| Siphlonuridae | Limoniidae | | |
| | Psychodidae | | SPONGIAIRES |
| | Ptychopteridae | | BRYOZOAIRES |
| | Rhagionidae | | NÉMERTIENS |

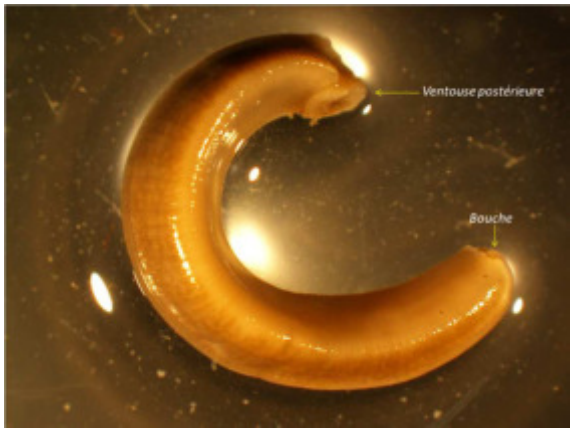
**Annexe 4 :** Photos illustrant quelques macroinvertébrés benthiques recensés au Parc National du Belezma (photos personnelles, la règle présentée est à l'échelle du centimètre)




*Hydra sp* (Hydridae) (x 0,63)



Lumbriculidae (x 0,8)



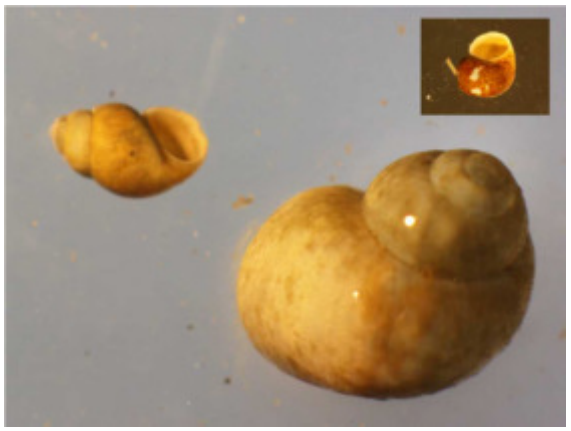

Hirudidae (x 0,63)



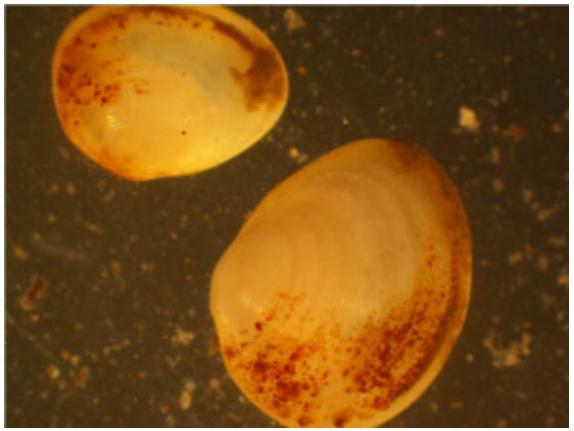

*Dina sp* (Erpobdellidae) (x 1,6)




*Hemiclepsis sp* (Glossiphoniidae) (x 1,6)



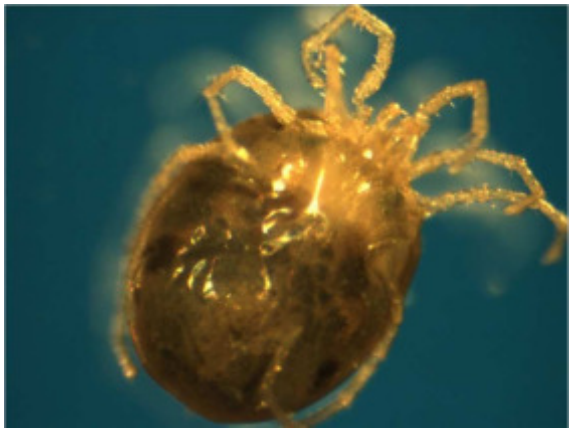
*Viviparus sp* (Viviparidae) (x 2,5)



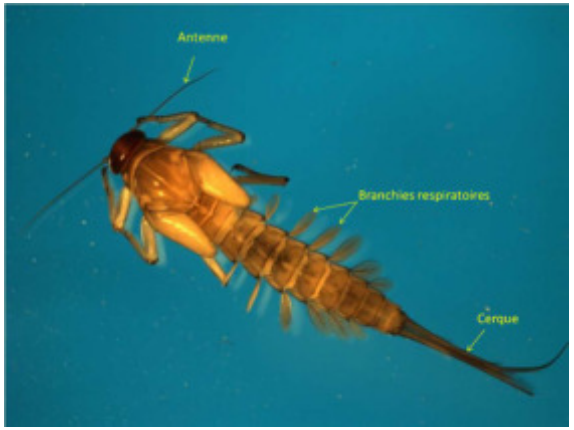
*Pisidium sp* (Sphaeriidae) (x 2,5)




Gammarus sp (Gammaridae) (x 1,5)



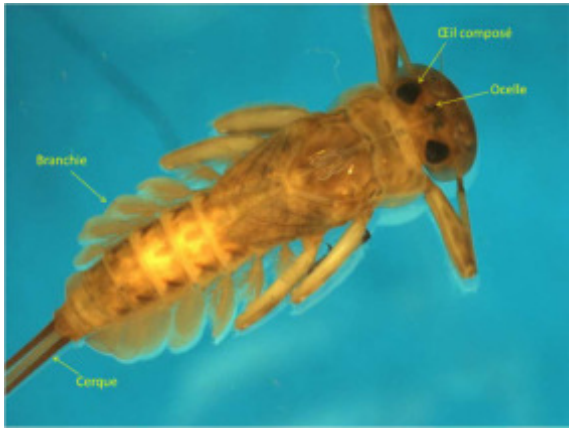
Hydrachnidia (x 6)




*Baetis sp* (Baetidae) (x 1,25)



*Caenis sp* (Baetidae) (x 1,6)




*Ecdyonurus sp* (Heptageniidae) (x 1)



*Capnioneura sp* (Capniidae) (x 1,25)



*Capnia sp* (Capniidae) (x 1,25)




*Notonecta glauca* (Notonectidae) (x 0,63)



*Corixa sp* (Corixidae) (x 0,63)




*Nepa cinerea* (Nepidae) (x 0,63)



*Microvelia sp* (Veliidae) (x 3,2)



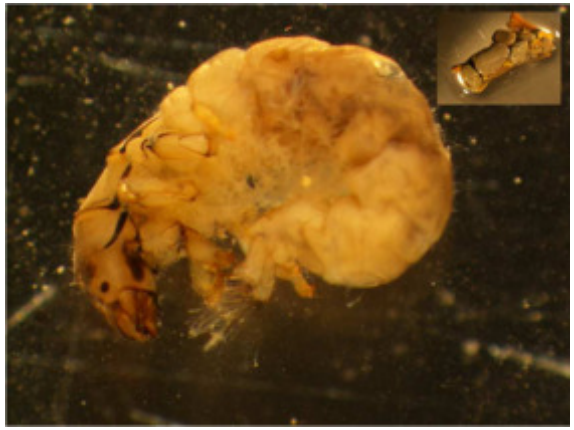
*Ilybius sp* (Dytiscidae) (x 0,63)



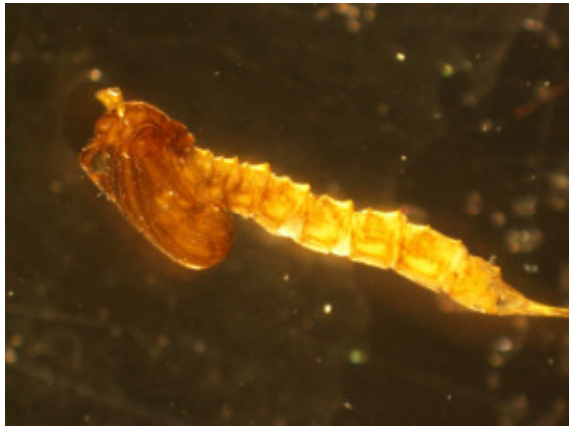
*Elmis sp* (Elmidae) (x 1,6)



*Hydrocyphon sp* (Scirtidae) (x 1,6)



*Hydropsyche sp* (Hydropsychidae) (x 1,6)



Psychodidae (x 2,5)



*Chironomus sp (*Chironomidae) (x 1)

**Résumé**

Ce travail a pour objectifs de mettre en évidence la qualité biologique et l'état de santé des cours d'eau du Parc National de Belezma (Réserve de biosphère) à travers des approches multiparamétriques. Nous avons étudié la biodiversité et les traits de vie des macroinvertébrés benthiques dans 36 stations échantillonnées dans 5 oueds, au cours des années 2015, 2017 et 2018 (Oued Hamla, O. Chaaba, O. Bouilef, O. El Ma et O. Rhawet). L'écologie et les patrons de répartition de ces communautés ont été analysés en relation avec les facteurs environnementaux (géolocalisation, qualité des habitats et pression humaine) et la qualité physicochimique de l'eau par le biais de l'analyse de 14 paramètres. L'occupation de l'espace juxtaposant les cours d'eau étudiés est dominée par le type forestier avec des sources de pollution très limitées, dues aux intrants chimiques utilisés dans quelques parcelles cultivées et des rejets urbains de quelques habitants du voisinage. La vitesse de l'écoulement de l'eau est généralement très faible à moyenne. Les habitats recensés sont dominés par les galets. L'eau est de pH moyen (7,46 à 8,05). Les nitrates et les nitrites ne figurent que par des teneurs infimes. L'eau est douce avec un très faible degré de salinité (0,14 % et 0,29 %) et généralement claire (turbidité : 5,2 à 17,66 NTU). Le calcul de l'IBGN montre que la qualité hydrobiologique de l'eau des 5 oueds étudiés est qualifiée de moyenne (IBGN entre 9 et 11). Nous avons recensé un total 102 genres/espèces de macro-invertébrés benthiques répartis sur 4 embranchements, 9 classes, 23 ordres et 66 familles différentes. Parmi les insectes, les groupes les plus dominants en nombre d'espèces sont les diptères (22) suivis des coléoptères (21). C'est à O. Chaaba que les valeurs des indices de diversité sont les plus élevées (S = 62 ; H' = 4,72 ; indice de Pielou E = 0,79). Le gradient altitudinal varie entre 1045 m et 1500 m. Le nombre d'individus moyen dans les plus basses altitudes (1045 à 1200) est le plus important (nombre d'individus moyen = 102,75). La richesse totale (S) la plus élevée (52 taxons) est notée à plus de 1400 m et la plus importante valeur de l'indice de Shannon (H'= 3,16) est enregistrée pour les altitudes allant de 1300 à 1400 m. Des analyses statistiques modernes faisant appel aux réseaux de neurones (SOM : Self Organisation Maps) et RLQ (Analyse simultanée des traits biologiques, des variables environnementales et de la composition taxonomique) ont été réalisés afin de décrire les modalités de répartition des populations de macroinvertébrés benthiques avec plusieurs niveaux de perception : gradient altitudinal, paramètres environnementaux (qualité de l'eau et de l'habitat), pression humaine et traits de vie. Ceci a notamment permis de décrire les taxons bioindicateurs (polluosensibles et polluorésistants) mettant particulièrement en évidence l'importance capitale du facteur aridité sur l'écologie des peuplements de macroinvertébrés et sur l'état de santé des cours d'eau étudiés. Globalement, la diversité est inférieure par rapport aux régions humides et les variations des facteurs de l'environnement ont des impacts plus évidents (altitude, pollution, variation de l'habitat). Les résultats de ce travail représenteraient un outil judicieux pour orienter des actions de conservation et de gestion de l'aire protégée.

**Mots clés** : Macroinvertébrés benthiques, Biodiversité, Qualité de l'eau, Analyse multiparamétrique, Oued, Parc National de Belezma, Région aride, Partons de répartition, Conservation.

**ملخص**

يهدف هذا العمل إلى تسليط الضوء على الجودة البيولوجية والحالة الصحية للمياه الجارية في الحديقة الوطنية بلزما (محمية المحيط الحيوي) من خلال نهج متعدد القياسات. درسنا التنوع البيولوجي وسمات الحياة من اللافقاريات القاعية في 36 محطة تم أخذ عينات منها في 5 وديان (وادي حملة، و. الشعبة، و. بوييلف، و. الماء، و. الرحاوات)، خلال الأعوام 2015 و2017 و2018 تم تحليل أنماط البيئة والتوزيع في هذه المجتمعات فيما يتعلق بالعوامل البيئية (تحديد الموقع الجغرافي ونوعية المسكن والضغط البشري) والجودة الفيزيو الكيميائية للمياه من خلال 14 قياس. يهيمن النوع الغابي على باقي الأراضي الفلاحية والسكنية. سرعة تدفق المياه عادة ما تكون منخفضة للغاية إلى متوسطة. يسود الحصى على باقي المساكن المدرجة. درجة حموضة الماء متوسطة (7،46 إلى 8،05). النترات والنتريت تظهران بكميات دقيقة فقط. الماء ناعم مع درجة منخفضة للغاية من الملوحة (0.14 ٪ و0,29 %) وبشكل عام واضح (درجة التعكر 5,2 الى 17,66). يُظهر حساب المؤشر البيولوجي العالمي الموحد أن الجودة الهيدرولوجية للمياه في الوديان الخمسة المدروسة مؤهلة كمتوسطة الجودة (بين 9 و11). يتراوح التدرج الارتفاعي بين 1045 م و1500 م. متوسط عدد الأفراد في الاماكن الأقل ارتفاعا (1045 إلى 1200) هو الأعلى منه في جميع الارتفاعات الأخرى (متوسط عدد الأفراد = 102,75). تم تسجيل أعلى ثروة إجمالية (52 نوع) بأكثر من 1400 متر وسجلت أعلى قيمة لمؤشر شانون (3,16) على ارتفاعات تتراوح من 1300 إلى 1400 م. لقد ص 102 مجموعة من أجناس / أنواع موزعة على4 مملكات، 9 شعبات، 23 طائفة و66 عائلة مختلفة. من بين الحشرات، أكثر المجموعات السائدة في العدد هي ذوات الجناحين (22) تليها الخنافس او غمديات الاجنحة (21). يمثل وادي الشعبة أعلى قيم مؤشرات التنوع البيولوجي شانون (4,72) مجموع الثروة (62). تحاليل إحصائية حديثة باستخدام الشبكات العصبية (نماذج التنظيم الذاتي) أجريت لوصف أنماط توزيع اللافقاريات القاعية على مستويات عدة من الإدراك: التدرج الارتفاعي، الموسومات البيئية، الضغط البشري وخصلات الحياة. وشمل ذلك وصف الأصناف الحيوية (حساسة الملوثات ومقاومة الملوثات)، مع التركيز بشكل خاص على الأهمية الحاسمة لعامل الجفاف في بيئة مواقف اللافقاريات الكبيرة وعلى الحالة الصحية للأودية التي تمت دراستها في هذا العمل.

**الكلمات المفتاحية**: اللافقاريات الكبيرة، التنوع البيولوجي، جودة المياه، التحليل متعدد الموسومات، الحضيرة الوطنية لبلزمة، المناطق القاحلة، محافضة.

**Abstract**

This work aims to highlight the biological quality and health status of the running waters of the Belezma National Park (Biosphere Reserve) through multiparameter approaches. We studied the biodiversity and life traits of benthic macroinvertebrates in 36 stations sampled in 5 wadis during the years 2015, 2017 and 2018 (Wadi Hamla, W. Chaaba, W. Bouilef, W. El Ma and W. Rhawet). The ecology and distribution patterns of these communities were analyzed in relation to environmental factors (geolocation, habitat quality and human pressure) and the physicochemical quality of water through 14 parameters. The occupation of the space contrasting the studied wadis is dominated by the forest type with very limited sources of pollution, due to the inputs of some cultivated parcels and the urban discharges of some inhabitants of the neighborhood. Water flow is usually very low to medium. The listed habitat types are dominated by pebbles. Water is of average pH (7.46 to 8.05). Nitrates and nitrites appear only by traces. Water is soft with a very low degree of salinity (0.14% and 0.29%) and generally clear (turbidity: 5.2 to 17.66 NTU). The calculation of the IBGN shows that the hydrobiological quality of the water of the 5 studied wadis is qualified as average (IBGN between 9 and 11). We counted a total of 102 genera / species of benthic macroinvertebrates spread over 4 phyla, 9 classes, 23 orders and 66 different families. Among the insects, the most dominant species groups in number are the Diptera (22) followed by Coleoptera (21). It is at W. Chaaba that the values of the diversity indices are the highest (S = 62, H '= 4.72, Pielou index E = 0.79). The altitudinal gradient varies between 1045 m and 1500 m. The average number of individuals in the lowest altitudes (1045 to 1200) is the most important (average number of individuals = 102.75). The highest total richness (S) (52 taxa) is recorded at more than 1400 m and the highest value of the Shannon index (H '= 3.16) is recorded for altitudes ranging from 1300 to 1400 m. Modern statistical analyzes using SOM (Self Organization Model) and RLQ (Simultaneous analysis of biological traits, environmental variables and taxonomic composition) were conducted to describe the distribution patterns of benthic macroinvertebrate populations at several levels of perception: altitudinal gradient, environmental parameters (water quality and habitat types), human pressure and life traits. This included the description of bioindicator taxa (polluoresistant and pollusentitive), highlighting in particular the crucial importance of aridity factor on ecology of macroinvertebrate stands and on the state of health of the studied wadis. Overall, diversity is poor compared to wetlands and changes in environmental variables have more obvious impacts (altitude, pollution, habitat variation). The results of this work would be a useful tool to guide conservation and management actions of the protected area.

**Key words**: Benthic macroinvertebrates, Biodiversity, Water quality, Multiparametric analysis, Wadi, Belezma National Park, Arid region, Distribution patterns, Conservation.

