

République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
Université Mohamed Chérif Messaadia – Souk Ahras  
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

# Thèse

Présentée pour obtenir le diplôme de  
**Doctorat en Sciences**

Spécialité : **Eco toxicologie et évaluation des risques**

Titre

**Etude de la qualité physico-chimique et  
bactériologique de l'eau du lac Tonga (wilaya d'El  
Tarf) et occupation spatio-temporelle du site par  
l'avifaune aquatique**

Présenté par

**LOUCIF Karim**

Devant le jury suivant

1	Dr. AYARI Adel	MCA	U. Souk-Ahras	Président
2	Pr. HOUHAMDI Moussa	Pr	U. Guelma	Directeur de thèse
3	Pr. MAAZI Mohamed-Chérif	Pr	U. Souk-Ahras	Co-Directeur de thèse
4	Pr. OUAKID Mohamed-Laid	Pr	U. Annaba	Examineur
5	Pr. SEDDIK Sihem	Pr	U. Souk-Ahras	Examinatrice
6	Dr. BAALOU DJ Affef	MCA	U. Guelma	Examinatrice

## Sommaire

<b>Résumé</b> .....	<b>I</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>II</b>
<b>المخلص</b> .....	<b>III</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>IV</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>IX</b>
<b>Liste des abréviations</b> .....	<b>X</b>
<b>Liste des annexes</b> .....	<b>XI</b>
<b>Introduction générale</b> .....	<b>1</b>
<b>Chapitre 1 : Présentation de la zone d'étude</b> .....	<b>9</b>
1. Présentation générale de la réserve intégrale du Lac Tonga .....	10
2. Climat .....	10
3. Reliefs et pentes .....	12
4. Géologie .....	13
5. Réseau hydrographique .....	14
6. Végétation .....	15
7. Flore .....	17
8. Avifaune aquatique .....	18
9. Aperçu sur la population .....	19
<b>Chapitre 2 : Matériel et méthodes</b> .....	<b>20</b>
<b>1. Évaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface du Lac Tonga</b> .....	<b>21</b>
1.1 Prélèvement de l'eau .....	21
1.2. Paramètres d'évaluation de la qualité de l'eau .....	21
1.2.1. Potentiel d'hydrogène (pH) .....	22
1.2.2. Oxygène dissous .....	22
1.2.3. Conductivité électrique (CE) .....	22
1.2.4. Matières en suspension (MES) .....	22
1.2.5. Résidus secs (RS) .....	23
1.2.6. Demande Biologique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ) .....	23
1.2.7. Dureté totale (TH : Titre hydrotimétrique) .....	24
1.2.8. Dosage des cations et des anions .....	24
1.2.8.1. Ions nitrates 'NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ' .....	24
1.2.8.2. Ions nitrites 'NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ' .....	24
1.2.8.3. Chlorures 'Cl <sup>-</sup> ' .....	25

1.2.8.4. Calcium 'Ca <sup>2+</sup> ' et potassium 'K <sup>+</sup> ' .....	25
1.2.8.5. Sulfates 'SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ' .....	25
1.2.8.6. Phosphate 'PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ' .....	25
1.2.8.7. Ammonium 'NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ' .....	25
1.2.8.8. Magnésium 'Mg <sup>2+</sup> ' .....	26
1.2.8.9. Indice de danger pour le magnésium .....	26
1.3. Analyse bactériologique .....	26
1.3.1. Numérations bactériennes hétérotrophes .....	26
1.3.2. Dénombrement des germes indicateurs de contamination fécale .....	27
1.3.2.1. Dénombrements des coliformes totaux et des coliformes fécaux .....	27
1.3.2.2. Dénombrements des streptocoques fécaux .....	27
1.4. Analyse statistique .....	28
<b>2. Inventaire et écologie du peuplement d'oiseaux d'eau dans le Lac Tonga (Nord-est de l'Algérie)</b> .....	<b>28</b>
2.1. Technique d'inventaire utilisée .....	29
2.2. Fréquence d'échantillonnage .....	29
2.3. Choix de la répartition spéciale des sites d'observations .....	29
2.4. Evaluation de la biodiversité .....	29
2.4.1. Richesse spécifique .....	29
2.4.2. Indice de diversité de Shannon .....	30
2.4.3. Indice d'équitabilité .....	30
2.4.4. Fréquence .....	30
<b>3. Sélection des sites de nidification et écologie de la reproduction du Fuligule nyroca (<i>Aythya nyroca</i>) au Lac Tonga</b> .....	<b>31</b>
3.1. Suivre de la biologie de la reproduction .....	31
3.1.1. Recherche et localisations des nids .....	31
3.1.2. Caractéristiques des nids .....	31
3.1.3. Emplacement et couverture végétale .....	31
3.1.4. Distances inter-nids et densité conspécifique .....	32
3.1.5. Date du début de ponte .....	32
3.1.6. Taille de ponte .....	32
3.1.7. Mensurations d'œufs .....	32
3.1.8. Volume des œufs .....	32
3.1.9. Indice de forme des œufs .....	32
3.1.10. Parasitisme des nids .....	32
3.1.11. Taux d'éclosion et succès de reproduction .....	33

3.2. Analyse statistique .....	33
<b>Chapitre 3 : Résultats et discussion .....</b>	<b>35</b>
<b>1. Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface du lac Tonga .....</b>	<b>36</b>
1.1. Modèles spatio-temporels des paramètres physico-chimiques de l'eau .....	36
1.2. Relations entre les paramètres physico-chimiques de l'eau .....	40
1.3. Variations spatio-temporelles de la charge bactérienne .....	42
1.4. Interrelations entre les groupes de bactéries .....	44
1.5. Effets des caractéristiques de l'eau sur les charges bactériennes .....	45
1.6. Discussion .....	47
1.6.1. Propriétés physicochimiques des eaux du lac .....	47
1.6.2. Charge bactérienne dans les eaux du Lac .....	53
1.6.3. Effet des facteurs physico-chimiques de l'eau sur les populations bactériennes .....	54
<b>2. Inventaire et écologie du peuplement d'oiseaux d'eau au Lac Tonga .....</b>	<b>55</b>
2.1. Composition avienne .....	55
2.2. Richesse et abondance .....	58
2.3. Diversité et équitabilité .....	59
2.4. Fréquence .....	61
2.5. Phénologie des espèces aviennes au Lac Tonga .....	62
2.5.1. Anatidés .....	62
2.5.1.1. Sarcelle d'hiver <i>Anas crecca</i> .....	62
2.5.1.2. Canard chipeau <i>Mareca strepera</i> .....	63
2.5.1.3. Canard souchet <i>Spatula clypeata</i> .....	64
2.5.1.4. Canard siffleur <i>Mareca Penelope</i> .....	65
2.5.1.5. Canard Colvert <i>Anas platyrhynchos</i> .....	66
2.5.1.6. Sarcelle d'été <i>Spatula querquedula</i> .....	68
2.5.1.7. Erismature à tête blanche <i>Oxyura leucocephala</i> .....	68
2.5.1.8. Fuligule milouin <i>Aythya ferina</i> .....	69
2.5.1.9. Fuligule Nyroca <i>Aythya nyroca</i> .....	69
2.5.1.10. Tadorne de Belon <i>Tadorna tadorna</i> .....	71
2.5.2. Les Rallidés .....	71
2.5.2.1. Poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i> .....	71
2.5.2.2. Foulque macroule <i>Fulica atra</i> .....	73
2.5.2.3. Poule sultane <i>Porphyrio porphyrio</i> .....	74
2.5.3. Les Ardéidés .....	76

2.5.3.1. Héron crabier <i>Ardeola ralloides</i> .....	76
2.5.3.2. Aigrette garzette <i>Egretta garzetta</i> .....	77
2.5.3.3. Héron cendré <i>Ardea cinerea</i> .....	78
2.5.3.4. Héron garde bœuf <i>Bubulcus ibis</i> .....	78
2.5.3.5. Héron pourpré <i>Ardea purpurea</i> .....	79
2.5.3.6. Grande Aigrette <i>Ardea alba</i> .....	80
2.5.3.7. Bihoreau gris <i>Nycticorax nycticorax</i> .....	81
2.5.4. Les Phalacrocoracidés.....	82
2.5.4.1. Grand Cormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> .....	82
2.5.5. Podicipidés.....	83
2.5.5.1. Grèbe castagneux <i>Tachybaptus ruficollis</i> .....	83
2.5.5.2. Grèbe huppé <i>Podiceps cristatus</i> .....	84
2.5.6. Threskiornithidés.....	86
2.5.6.1. Ibis Falcinelle <i>Plegadis falcinellus</i> .....	86
2.5.6.2. Spatule blanche <i>Platalea leucorodia</i> .....	87
2.5.7. Accipitridés.....	88
2.5.7.1. Busard des roseaux <i>Circus aeruginosus</i> .....	88
2.5.8. Pandionidés.....	89
2.5.8.1. Balbuzard pêcheur <i>Pandion haliaetus</i> .....	89
2.5.9. Phoenicoptéridés.....	89
2.5.9.1. Flamant rose <i>Phoenicopterus roseus</i> .....	89
2.5.10. Récurvirostridés.....	90
2.5.10.1. Echasse blanche <i>Himantopus himantopus</i> .....	90
2.5.11. Charadriidés.....	91
2.5.11.1. Vanneau huppé <i>Vanellus vanellus</i> .....	91
2.5.12. Scolopacidés.....	91
2.5.12.1. Bécassine des marais <i>Gallinago gallinago</i> .....	91
2.5.12.2. Chevalier guignette <i>Actitis hypoleucos</i> .....	92
2.5.13. Laridés.....	93
2.5.13.1. Mouette rieuse <i>Larus ridibundus</i> .....	93
2.5.13.2. Goéland leucophé <i>Larus michahellis</i> .....	94
2.5.13.3. Guifette moustac <i>Chlidonias hybrida</i> .....	94
<b>3. Sélection des sites de nidification et écologie de la reproduction du Fuligule nyroca (Aythya nyroca)</b> .....	<b>96</b>
3.1. Le modèle biologique ; Fuligule nyroca ( <i>Aythya nyroca</i> ).....	97

3.2. Résultats .....	98
3.2.1. Caractéristiques des nids et des œufs .....	89
3.2.2. Chronologie de la ponte .....	99
3.2.3. Répartition des tailles de ponte .....	100
3.2.4. Effets des caractéristiques des œufs sur la taille des pontes .....	101
3.2.5. Effets des dimensions du nid sur la taille de la ponte .....	103
3.2.6. Influence des paramètres du site de nidification sur la taille de la ponte .....	104
3.2.7. Effets de la densité des nids conspécifique sur la taille de la ponte .....	105
3.2.8. Facteurs contrôlant la variation du succès de nidification .....	106
3.2.9. Succès de nidification .....	109
3.3. Discussion .....	110
<b>Conclusion générale</b> .....	<b>117</b>
<b>Références Bibliographiques</b> .....	<b>120</b>
<b>Annexe</b> .....	<b>141</b>

## Résumé

Sur le plan écologique, la réserve naturelle du Lac Tonga est très importante pour les oiseaux d'eau. Le maintien d'une qualité standard de l'eau de cet écosystème aquatique nécessite une surveillance continue de ses caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques.

Cette étude visait à évaluer les propriétés physico-chimiques et microbiologiques de l'eau du Lac Tonga, à déterminer la diversité des espèces aviennes au niveau de cette réserve ainsi qu'à étudier les variables environnementales de cette zones humides qui influencent la sélection des sites de nidification et le succès de reproduction du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*).

Des échantillons d'eau ont été prélevés chaque mois (janvier-juin) dans trois stations différentes à différentes profondeurs. Plusieurs paramètres physico-chimiques et bactériologiques ont été mesurés (pH, conductivité électrique, turbidité, dureté, demande biologique en oxygène, concentrations de matières solides en suspension, résidus secs, oxygène dissous, phosphate, nitrites, nitrates, ammonium, calcium, magnésium, chlorure, potassium et dioxyde de soufre, germes totaux, coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux).

Le recensement des espèces aviennes aquatiques a été effectué deux fois par mois à l'aide d'une longue vue ornithologique à partir de points d'observation fixes durant tout un cycle annuel.

Au cours de deux saisons de reproduction successives (2016 et 2017), les effets des caractéristiques du micro et macro habitat sur les paramètres de reproduction de 50 nids de Fuligule nyroca ont été analysés à l'aide de modèles linéaires généralisés (MLG).

L'analyse physico-chimique de l'eau du Lac Tonga a révélé un environnement légèrement alcalin : pH ( $6,5 < \text{pH} < 8,5$ ), une conductivité électrique  $< 1500 \mu\text{S}/\text{cm}$ , turbidité  $> 7,02 \text{ NTU}$ , résidus secs  $< 2000 \text{ mg}/\text{L}$ , matières solides en suspension ( $11,8 \text{ mg}/\text{L}$ ,  $< 30 \text{ mg}/\text{L}$ ), oxygène dissout  $< 5 \text{ mg}/\text{L}$ , phosphates  $> 5 \text{ mg}/\text{L}$ ,  $\text{DBO}_5 < 5 \text{ mg}/\text{L}$ , nitrate  $< 50 \text{ mg}/\text{L}$ , nitrite  $> 0,1 \text{ mg}/\text{L}$ , et  $\text{NH}_4^+ > 0,5 \text{ mg}/\text{L}$ ,  $\text{Ca}^{2+} < 200 \text{ mg}/\text{L}$ ,  $\text{Mg}^{2+} < 150 \text{ mg}/\text{L}$ ,  $\text{Cl}^- > 500 \text{ mg}/\text{L}$ ,  $\text{K}^+ > 20 \text{ mg}/\text{L}$  et sulfates  $< 200 \text{ mg}/\text{L}$ . En outre, les résultats microbiologiques ont indiqué la présence de différents groupes de bactéries fécales avec une moyenne de  $32,3 \times 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$  pour les bactéries hétérotrophes totales,  $24 \times 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$  pour les coliformes totaux et fécaux, et  $37 \times 10^3 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$  pour les streptocoques fécaux.

Sur les 35 espèces recensées, les oiseaux hivernants dominent avec 12 espèces, suivie par les espèces sédentaires nicheuses avec 11 espèces. Les effectifs d'oiseaux d'eau nicheurs au Lac Tonga sont largement dominés par la Foulque macroule *Fulica atra* (avec un maximum de 6033 oiseaux).

La taille de ponte chez le Fuligule nyroca était en moyenne de  $9,8 \pm 0,7$  œufs (Intervalle : 2-26 œufs) avec 66% de succès d'éclosion. La désertion du nid a été la principale cause d'échec de la reproduction. La taille de ponte était positivement liée à la surface du nid et à la distance avec les berges, mais elle diminuait avec l'augmentation de la hauteur de la végétation. Le MLG a révélé que le succès de reproduction était associé de manière négative à des pontes tardives ; avec un effet négatif de la densité des nids conspécifiques sur la taille des pontes et le succès de reproduction. Le choix du site de nidification résulte d'une concurrence interspécifique et/ou affecté par le nombre réduit de sites de nidification favorables.

Le Lac Tonga est dans un état d'eutrophisation, et finira par disparaître si des mesures de sauvegarde ne sont pas prises. Cet état d'eutrophisation avancée associé aux dérangements et aux perturbations occasionnées par l'homme a favorisé un déséquilibre en termes d'abondance et de diversité d'espèces aviennes au niveau du Lac Tonga. En outre Les variations dans les pressions de sélection peuvent expliquer les relations entre le choix et les caractéristiques du site de nidification chez le Fuligule nyroca au Lac Tonga.

**Mots clés :** Lac Tonga ; qualité de l'eau ; oiseaux d'eau ; Fuligule nyroca ; site de nidification

## Abstract

Ecologically, the Nature Reserve of Tonga Lake (northeastern Algeria) is very important for waterbirds. Maintaining standard water quality in this aquatic ecosystem requires continuous monitoring of its physico-chemical and bacteriological characteristics.

This study aimed at assessing water physicochemical and microbiological proprieties of Lake Tonga, determination the diversity of avian species in this reserve and to study the environmental variables in this wetland that influence the selection of nesting sites and the reproductive success of the Ferruginous Duck (*Aythya nyroca*).

Water samples were collected monthly (January–June) from three different stations at different depths. Several physicochemical and bacterial parameters were measured (pH, electrical conductivity, turbidity, hardness, biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), concentrations of suspended solid materials, dry residuals, dissolved oxygen, phosphate, nitrites, nitrates, ammonium, calcium, magnesium, chloride, potassium and sulfur dioxide, total germs, total coliforms, faecal coliforms and faecal Streptococci).

The census of aquatic avian species was carried out twice a month using an ornithological telescope from fixed observation points throughout an annual cycle.

Over two successive breeding seasons (2016 and 2017), the effects of micro and macro habitat characteristics on the reproductive parameters of 50 Ferruginous Duck nests were analyzed using generalized linear models (GLM).

Physicochemical analysis of Tonga Lake water revealed a slightly alkaline environment pH (6.5<pH<8.5), electrical conductivity<1500  $\mu$ S/cm, turbidity>7.02 NTU, dry residues<2000 mg/L, suspended solid materials (11.8 mg/L,<30 mg/L), dissolved oxygen<5 mg/L, phosphates>5 mg/L, BOD<sub>5</sub><5 mg/L, nitrate<50 mg/L, nitrite>0.1 mg/L, and NH<sup>4+</sup>>0.5 mg/L, Ca<sup>2+</sup><200 mg/L, Mg<sup>2+</sup><150 mg/L, Cl<sup>-</sup>>500 mg/L, K<sup>+</sup>>20 mg/L and sulfates<200 mg/L. In addition, microbiological results indicated the presence of different groups of faecal bacteria with an average of  $32.3 \times 10^3$  CFU/100 mL for total heterotrophic bacteria,  $24 \times 10^3$  CFU/100 mL for total and faecal coliforms, and  $37 \times 10^3$  CFU/100 mL for faecal Streptococci.

Of the 35 species recorded, wintering birds dominate with 12 species, followed by breeding sedentary species with 11 species. The numbers of breeding waterbirds in Lake Tonga are largely dominated by the Eurasian Coot *Fulica atra* (with a maximum of 6033 birds).

Clutch size averaged  $9.8 \pm 0.7$  eggs (range: 2–26 eggs) with 66% hatching success. Desertion of the nest was the main cause of breeding failure. Clutch size was positively related to nest surface and distance from shores, but it decreased with the increase of vegetation height. GLM revealed that breeding success was negatively associated with late clutches; with a negative effect of conspecific nest density on clutch size and breeding success. Nest-site choice is resulted from interspecific competition and/or is affected by the reduced number of favorable nesting sites.

Tonga Lake is currently in an eutrophication state and further severe ecosystem degradations may occur if the appropriate management measures are not taken in short term. This state of advanced eutrophication associated with human disturbance and disruption has contributed to an imbalance in the abundance and diversity of avian species in Lake Tonga. Furthermore, Variations in selection pressures may explain the relationships between the choice and characteristics of nest site in the Ferruginous duck at Lake Tonga.

**Key words:** Lake Tonga; water quality; waterfowl; Ferruginous Duck; nesting site.

## المخلص

من الناحية البيئية، تعتبر المحمية الطبيعية لبحيرة تونغنا (شمال شرق الجزائر) مهمة جداً للطيور المائية. يتطلب الحفاظ على جودة المياه في هذا النظام البيئي المائي مراقبة مستمرة لخصائصه الفيزيو-الكيميائية والبكتريولوجية. هدفت هذه الدراسة إلى تقييم الخصائص الفيزيو-الكيميائية والمكروبيولوجية لمياه بحيرة تونغنا، تحديد تنوع الطيور على مستوى هذه المحمية وكذلك دراسة المتغيرات البيئية لهذه الأراضي الرطبة التي تؤثر على اختيار مواقع التعشيش وعلى نجاح الفقس والتكاثر عند البط الحديدي (البط الحمر اوي)

تم أخذ عينات المياه كل شهر (يناير -يونيو) في ثلاث محطات مختلفة على أعماق مختلفة. تم قياس العديد من العوامل الفيزيائية والكيميائية والبكتريولوجية (الأس الهيدروجيني، التوصيل الكهربائي، التعكر، الصلابة، الطلب البيولوجي على الأكسجين، تركيزات المواد الصلبة العالقة، المخلفات الجافة، الأكسجين المذاب، الفوسفات، النترت، النترات، الأمونيوم، الكالسيوم، المغنيسيوم، كلوريد، ثاني أكسيد البوتاسيوم والكبريت، مجموع الكائنات المجهرية المتباينة التغذية، بكتيريا القولون الكلية، البكتيريا القولونية البرازية والمكورات المسببة البرازية).

تم إجراء تعداد لأنواع الطيور المائية مرتين في الشهر باستخدام منظار للطيور من نقاط مراقبة ثابتة طوال الدورة السنوية. خلال موسمين متتاليين (2016 و2017)، تم تحليل تأثيرات خصائص الوسط على المعايير التكاثرية لأعشاش البط الحديدي (البط الحمر اوي) باستخدام النماذج الخطية المعممة (GLM).

كشف التحليل الفيزيو-الكيميائي للمياه في بحيرة تونغنا عن بيئة قلبية قليلاً: الرقم الهيدروجيني (6.5) <الرقم الهيدروجيني >(8.5)، الموصلية الكهربائية <1500 µS / سم، التعكر <7.02 NTU، بقايا جافة أقل من 2000 ملغم / لتر، المواد الصلبة المعلقة (11.8 ملغم / لتر، <30 ملغم / لتر)، الأكسجين المذاب <5 ملغم / لتر، الفوسفات <5 ملغم / لتر، BOD<sub>5</sub> <5 ملغم / لتر، النترات <50 ملغم / لتر، النترت <0.1 ملغم / لتر، و <0.5 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ملغم / لتر، <200 Ca<sup>2+</sup> ملغم / لتر، <150 Mg<sup>2+</sup> ملغم / لتر، <500 Cl<sup>-</sup> ملغم / لتر، <20 K<sup>+</sup> ملغم / لتر وكبريتات <200 ملغم / لتر بالإضافة إلى ذلك، أشارت النتائج المكروبيولوجية إلى وجود مجموعات مختلفة من البكتيريا البرازية بمتوسط  $32.3 \times 10^3$  CFU / 100 مل للبكتيريا غير المتجانسة الكلية، و  $24 \times 10^3$  CFU / 100 مل للكائنات القولونية الكلية والبرازية، و  $37 \times 10^3$  CFU / 100 مل للمكورات العقدية البرازية.

من بين 35 نوعاً أحصيناها، تهيمن الطيور الشتوية على 12 نوعاً، تليها أنواع الطيور المستقرة التي تعشش ب 11 نوعاً. أعداد الطيور المائية في بحيرة تونغنا يهيمن عليها إلى حد كبير طائر الغر *Fulica atra* (بحد أقصى 6033 طائر). بلغ متوسط عدد البيض الموضوعة في العش عند البط الحمر اوي  $9.8 \pm 0.7$  بيضة (النطاق: 2-26 بيضة) مع نجاح فقس بنسبة 66%. كان هجر العش هو السبب الرئيسي لفشل التكاثر والفقس.

كان عدد البيض الموضوعة في العش مرتبطاً بشكل إيجابي بمساحة العش وبعده عن ضفاف البحيرة، ولكنه انخفض مع زيادة ارتفاع الغطاء النباتي. كشف النموذج الخطي المعمم (GLM) أن نجاح التكاثر كان مرتبطاً بشكل سلبي بتأخر وضع البيض. مع تأثير سلبي لكثافة الأعشاش على عدد البيض الموضوعة في العش ونجاح الفقس. يتأثر اختيار موقع التعشيش بالمنافسة بين أنواع الطيور و / أو يتأثر بانخفاض عدد مواقع التعشيش الملائمة.

بحيرة تونغنا حالياً في حالة فرط المغذيات (التخثت أو الإثراء الغذائي) وقد يحدث مزيد من التدهور الشديد في هذا النظام البيئي إذا لم تتخذ التدابير المناسبة في المدى القصير. وقد ساهمت حالة التخثت المتقدمة هذه في اختلال التوازن وتراجع في تنوع الطيور في بحيرة تونغنا. بالإضافة إلى ذلك، قد تفسر الاختلافات في ضغوط اختيار موقع التعشيش، العلاقات بين الاختيار وخصائص موقع التعشيش عند البط الحديدي في بحيرة تونغنا.

**الكلمات المفتاحية:** بحيرة تونغنا؛ جودة المياه؛ الطيور المائية؛ البط الحديدي؛ موقع التعشيش.

## Liste des figures

Figure	Page
<b>Figure 1.</b> Poussin de <i>Fuligule nyroca</i> nouvellement éclos au sein d'un nid situé sur un îlot végétal flottant au centre du Lac Tonga à l'extrême nord est Algérien	5
<b>Figure 2.</b> <i>Fuligule nyroca</i> au Rhône-Alpes, France, male au premier plan (œil blanc) et femelle au second (œil foncé)	5
<b>Figure 3.</b> Localisation du Lac Tonga dans la réserve de biosphère du Parc National d'El-Kala au Nord-Est de l'Algérie. Le graphique en haut à droite représente la zone ombrothermique du Lac Tonga. Diagramme de Gaussen et Bagnouls de la région, où les précipitations moyennes et la température de l'air sont des moyennes mensuelles de la période 1990-2012. Le Lac Tonga (Zone d'étude) est indiqué sur la carte du bas par un carré noir plein	11
<b>Figure 4.</b> Position de la région d'El-Kala sur le climagramme d'Emberger.	12
<b>Figure 5.</b> Carte géologique du bassin versant du Lac Tonga	13
<b>Figure 6.</b> Réseau hydrographique du bassin du Lac Tonga	14
<b>Figure 7.</b> La répartition des principaux groupements végétaux qui couvrent la superficie du lac ainsi que l'occupation du sol sur les rives du Lac Tonga. Les zones inondables sont délimitées par le trait rouge gras. Le trait en bleu foncé gras représente le tracé d'oued El Hout qui draine les eaux du Lac Tonga.	16
<b>Figure 8.</b> Vue générale sur le nord du Lac Tonga et sur l'aulnaie de ce lac à l'extrême nord-est algérien (en haut à gauche). Aulnaie au nord du Lac Tonga ( <i>Alnus glutinosa</i> ) (en haut à droite). Forêt de cyprès chauve ( <i>Taxodium distichum</i> ) sur la rive nord du Lac Tonga (en bas à gauche). Îlot végétale flottant au niveau des zones profondes du Lac Tonga entouré de larges plages de nénuphar blanc ( <i>Nymphaea alba</i> ) (en bas à droite)	17
<b>Figure 9.</b> Variation spatiale des paramètres physico-chimiques de l'eau collectée à un gradient de profondeur dans les eaux du Lac Tonga, nord-est de l'Algérie. Les valeurs affichées sont la moyenne (cercle gris plein) $\pm$ l'écart-type (barres verticales) (S1 : eau peu profonde près de la berge du lac, S2 : site d'échantillonnage intermédiaire entre S1 et S3, S3 : eau profonde près du centre du lac).	40
<b>Figure 10.</b> Matrice de corrélation montrant les interrelations entre les paramètres physico-chimiques des eaux du Lac Tonga, nord-est de l'Algérie. Les tests de corrélation de Pearson sont donnés sous forme de valeurs de coefficient de corrélation (en dessous de la diagonale) et de valeur P (au-dessus de la diagonale). L'ombrage et l'intensité des couleurs dans les diagrammes circulaires et les carrés visualisent également les valeurs des coefficients de Pearson.	41
<b>Figure 11.</b> Boîtes à moustaches montrant la variation des charges bactériennes (en UFC/100 ml) des bactéries hétérotrophes totales, des coliformes totaux et fécaux, et des streptocoques fécaux mesurées le long d'un gradient de profondeur au Lac Tonga dans le nord-est de l'Algérie. Les mêmes lettres associées aux valeurs moyennes (cercles blancs) ne sont pas significativement différentes à $P \leq 0.05$ suite aux tests post-hoc de Tukey, qui ont été affichés avec des lettres majuscules et minuscules pour les sites (P1-P3) et les mois, respectivement	43

## Liste des figures (Suite)

Figure	Page
<b>Figure 12.</b> Matrice de dispersion entre toutes les paires de groupes bactériens (BHT : bactéries hétérotrophes totales, CT : coliformes totaux, CF : coliformes fécaux, et FS : streptocoques fécaux) filtrée dans les eaux du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les courbes rouges sont des lisseurs LOWESS. Les lignes vertes représentent des régressions linéaires avec les équations données en haut des graphiques au-dessus de la diagonale. Les tests de corrélation de Pearson entre la densité des bactéries sont affichés dans les graphiques en dessous de la diagonale où $r$ = valeur du coefficient de corrélation et $P$ = valeur $P$ . Les ellipses vertes représentent les niveaux de concentration de 40 % et 80 % des observations avec le centre en cercle vert plein.	45
<b>Figure 13.</b> Statut phénologique des espèces aviennes aquatiques recensés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	57
<b>Figure 14.</b> Evolution de la richesse spécifique des oiseaux d'eau comptés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	58
<b>Figure 15.</b> Evolution de l'abondance totale des oiseaux d'eau rencontrés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	59
<b>Figure 16.</b> Evolution de l'indice de diversité de Shannon et Weaver pour le peuplement d'oiseaux d'eau au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	60
<b>Figure 17.</b> Evolution de l'Indice d'Equitabilité pour le peuplement avien dénombré au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	61
<b>Figure 18.</b> Fluctuation des effectifs de la Sarcelle d'hiver <i>Anas crecca</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	63
<b>Figure 19.</b> Fluctuation des effectifs du canard chipeau <i>Mareca strepera</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	64
<b>Figure 20.</b> Fluctuation des effectifs du canard souchet <i>Spatula clypeata</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	65
<b>Figure 21.</b> Fluctuation des effectifs du canard siffleur <i>Mareca penelope</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	66
<b>Figure 22.</b> Nid de canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i> construit sur un tronc d'aulne glutineux avec 10 œufs non éclos (à droite). Nid de canard colvert en plein incubation par la femelle construit sur un aulne glutineux (à gauche) durant la période de reproduction de l'année 2018	67
<b>Figure 23.</b> Fluctuation des effectifs du canard Colvert <i>Anas platyrhynchos</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	67
<b>Figure 24.</b> Fluctuation des effectifs de l'Erismature à tête blanche <i>Oxyura leucocephala</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	68
<b>Figure 25.</b> Fluctuation des effectifs du Fuligule milouin <i>Aythya ferina</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	69
<b>Figure 26.</b> Nid de Fuligule nyroca <i>Aythya nyroca</i> construit sur un tronc d'aulne glutineux avec 08 œufs non éclos (à gauche). Nid de Fuligule nyroca construit dans un îlot de végétations flottant avec 08 œufs non éclos (à gauche)	70

## Liste des figures (Suite)

Figure	Page
<b>Figure 27.</b> Fluctuation des effectifs du Fuligule nyroca <i>Aythya nyroca</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>71</b>
<b>Figure 28.</b> Fluctuation des effectifs de Poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>72</b>
<b>Figure 29.</b> Nid de Poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i> construit sur des typhas avec 08 œufs non éclos localisé au nord-est du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période de reproduction 2017.	<b>72</b>
<b>Figure 30.</b> Nid de Foulque macroule <i>Fulica atra</i> construit sur l'Iris des marais <i>Iris pseudacorus</i> L avec 06 œufs non éclos (à gauche). Nid de Foulque macroule construit sur des Massette à feuilles étroites <i>Typha angustifolia</i> L. avec un poussin et 05 œufs (à droite)	<b>73</b>
<b>Figure 31.</b> Fluctuation des effectifs du Foulque macroule <i>Fulica atra</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>74</b>
<b>Figure 32.</b> Fluctuation des effectifs de la Talève sultane <i>Porphyrio porphyrio</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>75</b>
<b>Figure 33.</b> Nid de Talève sultane <i>Porphyrio porphyrio</i> construit sur un ilot végétal flottant avec 03 œufs (à gauche). Nid de Talève sultane construit sur des Massette à feuilles étroites <i>Typha angustifolia</i> L. avec 04 œufs (à droite)	<b>75</b>
<b>Figure 34.</b> Fluctuation des effectifs de l'Hérons crabier <i>Ardeola ralloides</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>76</b>
<b>Figure 35.</b> Fluctuation des effectifs de l'Aigrette garzette <i>Egretta garzetta</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>77</b>
<b>Figure 36.</b> Fluctuation des effectifs du Héron cendré <i>Ardea cinerea</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>78</b>
<b>Figure 37.</b> Fluctuation des effectifs du Héron garde bœuf <i>Bubulcus ibis</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>79</b>
<b>Figure 38.</b> Fluctuation des effectifs du Héron pourpré <i>Ardea purpurea</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>80</b>
<b>Figure 39.</b> Fluctuation des effectifs du la Grande aigrette <i>Ardea alba</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>81</b>
<b>Figure 40.</b> Fluctuation des effectifs du Bihoreau gris <i>Nycticorax nycticorax</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>82</b>
<b>Figure 41.</b> Fluctuation des effectifs de Grand cormoran <i>Phalacrocorax carbo</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>83</b>

## Liste des figures (Suite)

Figure	Page
<b>Figure 42.</b> Fluctuation des effectifs de Grèbe castagneux <i>Tachybaptus ruficollis</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>84</b>
<b>Figure 43.</b> Fluctuation des effectifs de Grèbe huppé <i>Podiceps cristatus</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>85</b>
<b>Figure 44.</b> Nid Grèbe huppé <i>Podiceps cristatus</i> avec 01 œuf (à gauche). Nid de Grèbe huppé avec 06 œufs (à droite) au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) (Cliché Loucif K, 2016).	<b>85</b>
<b>Figure 45.</b> Fluctuation des effectifs de l'Ibis falcinelle <i>Plegadis falcinellus</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>86</b>
<b>Figure 46.</b> Fluctuation des effectifs de la Spatule blanche <i>Platalea leucorodia</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>88</b>
<b>Figure 47.</b> Fluctuation des effectifs du Busard des roseaux <i>Circus aeruginosus</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>89</b>
<b>Figure 48.</b> Fluctuation des effectifs de l'Echasse blanche <i>himantopus himantopus</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>90</b>
<b>Figure 49.</b> Fluctuation des effectifs du Vanneau huppé <i>Vanellus vanellus</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>91</b>
<b>Figure 50.</b> Fluctuation des effectifs de la Bécassine des marais <i>Gallinago gallinago</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>92</b>
<b>Figure 51.</b> Fluctuation des effectifs de la Mouette rieuse <i>Larus ridibundus</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>93</b>
<b>Figure 52.</b> Fluctuation des effectifs du Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>94</b>
<b>Figure 53.</b> Fluctuation des effectifs de la Guifette moustac <i>Chlidonias hybrida</i> au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.	<b>95</b>
<b>Figure 54.</b> Distribution des dates de ponte des premiers œufs pour chaque année de reproduction et emplacement des nids du Fuligule nyroca au Lac Tonga dans le nord-est de l'Algérie	<b>100</b>

## Liste des figures (Suite)

Figure	Page
<b>Figure 55.</b> Répartition de la taille des pontes des Fuligules nyroca nicheur au Lac Tonga (NE de l'Algérie) pour chaque année de reproduction et selon l'emplacement des nids (central/périphérique).	<b>101</b>
<b>Figure 56.</b> Relations entre la taille des pontes et le volume des œufs (à gauche), l'indice de forme des œufs (au milieu) et le poids des œufs (à droite) des Fuligules nyroca qui nichent au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes continues représentent les régressions linéaires obtenues par ajustement de Poisson GLM avec les régions de confiance en gris clair.	<b>103</b>
<b>Figure 57.</b> Relation entre la taille de la ponte et les caractéristiques du nid (surface et profondeur du nid) par année de reproduction et l'emplacement des nids chez le Fuligule nyroca au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes pleines représentent les régressions linéaires obtenues par ajustement de Poisson GLM avec les régions de confiance en gris clair.	<b>104</b>
<b>Figure 58.</b> Taille de la ponte par nid réussi du Fuligule nyroca en fonction de la hauteur du nid, de la hauteur de la végétation, de la distance entre les nids conspécifique, de la profondeur de l'eau sous le nid et des distances par rapport à l'eau libre et à la terre ferme (rives) au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes représentent une régression linéaire avec un ajustement de Poisson GLM avec une région de confiance à 95% en gris clair.	<b>105</b>
<b>Figure 59.</b> Relation entre les distances entre les nids conspécifiques, la taille des pontes et la densité des nids conspécifique des Fuligules nyroca nicheurs au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. La ligne pleine représente une régression linéaire avec un GLM gaussienne (ligne supérieure) et un GLM de Poisson (ligne inférieure) ajustées avec des régions de confiance à 95% en gris clair.	<b>106</b>
<b>Figure 60.</b> Succès de reproduction du Fuligule nyroca en fonction de la taille de ponte, de la date de ponte, des caractéristiques du nid et du site de nidification, et de la densité des nids conspécifiques au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes représentent une régression linéaire avec un ajustement de Poisson GLM avec une région de confiance de 95% en gris clair.	<b>109</b>

## Liste des tableaux

Tableau	Page
<b>Tableau 1.</b> Classe des pentes du bassin versant du Lac Tonga	<b>12</b>
<b>Tableau 2.</b> Les espèces aviennes aquatiques du Lac Tonga	<b>18</b>
<b>Tableau 3.</b> Données sur la population du bassin versant du Lac Tonga	<b>19</b>
<b>Tableau 4.</b> Statistiques descriptives (moyenne $\pm$ SD et Intervalle [min-max]) des paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés au lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. La lettre de souscription associée aux moyennes incarne les tests HSD de Tukey (les différentes lettres sont significativement différentes à $P \leq 0.05$ ).	<b>37</b>
<b>Tableau 5.</b> Analyses de variance à double sens (ANOVA) testant les variations spatiotemporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau du Lac Tonga, au nord-est de l'Algérie.	<b>39</b>
<b>Tableau 6.</b> ANOVAs bidirectionnels testant les effets des sites et des mois sur la variation des charges bactériennes de l'eau des bactéries hétérotrophes totales, des coliformes totaux et fécaux et des streptocoques fécaux mesurées dans l'eau du Lac Tonga, au nord-est de l'Algérie, le long d'un gradient de profondeur.	<b>44</b>
<b>Tableau 7.</b> Modèles linéaires généralisés (distribution de Poisson et lien logarithmique) testant les effets des paramètres physico-chimiques de l'eau sur la variation des charges bactériennes des bactéries hétérotrophes totales (BHT), des coliformes totaux (CT), des coliformes fécaux (CF) et des streptocoques fécaux (SF) mesurés dans les eaux du lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les paramètres de GLM ont été sélectionnés en utilisant la procédure par étapes "avant/arrière" basée sur le score le plus bas du critère d'information d'Akaike (AIC).	<b>46</b>
<b>Tableau 8.</b> Statut phénologique des oiseaux d'eau recensés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	<b>56</b>
<b>Tableau 9.</b> Fréquence des espèces étudiées au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	<b>61</b>
<b>Tableau 10.</b> Caractéristiques des nids, des sites de nidification et des œufs du Fuligule nyroca ( <i>Aythya nyroca</i> ) nicheur au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. Les données présentées sont la moyenne $\pm$ l'écart-type de la moyenne (SE) avec l'intervalle entre crochets.	<b>98</b>
<b>Tableau 11.</b> Modèles linéaires généralisés (erreur de distribution de Poisson) testant la variation de la taille des pontes du Fuligule nyroca au Lac Tonga en relation avec les caractéristiques des œufs, les mesures des nids et les caractéristiques du site de nidification.	<b>101</b>
<b>Tableau 12.</b> GLM (Famille de Poisson avec lien logarithmique pour la taille de ponte, et famille Gaussienne avec lien d'identité pour les distances) testant les effets de la densité des nids conspécifiques sur la variation de la taille de la ponte et des distances entre les nids conspécifiques de Fuligules nyroca nicheur au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	<b>107</b>
<b>Tableau 13.</b> Paramètres du modèle linéaire généralisé (ajustement de Poisson et lien Log) testant les effets de la taille des pontes, de la densité des nids conspécifiques, des dimensions des nids et des caractéristiques des sites de nidification sur la variation du succès de reproduction des Fuligules nyroca qui nichent au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).	<b>108</b>
<b>Tableau 14.</b> Devenir des pontes du Fuligule nyroca au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie.	<b>110</b>

## Liste des abréviations

<b>Abréviations</b>	
<b>AIC</b>	Critère d'information d'Akaike
<b>ANOVA</b>	Analyse de variance
<b>DBO<sub>5</sub>/BOD<sub>5</sub></b>	Demande biologique en oxygène sur 5 jours
<b>CFU/ UFC</b>	unités formatrices de colonies
<b>DO/OD</b>	Oxygène dissout
<b>DR/RS</b>	Résidus secs
<b>EC/CE</b>	Conductivité électrique
<b>FC/CF</b>	Coliformes fécaux
<b>FS/SF</b>	Streptocoques fécaux
<b>TH</b>	Titre Hydrotimétrique
<b>THB/BHT</b>	Bactéries hétérotrophes totales
<b>GLM/MLG</b>	Modèle linéaire généralisé
<b>MH</b>	Risque lié au magnésium
<b>SD/ET</b>	Ecart type
<b>SSM/MSS</b>	Matières solides en suspension
<b>TC/CT</b>	Coliformes totaux
<b>UICN/IUCN</b>	L'Union internationale pour la conservation de la nature
<b>WHO/OMS</b>	Organisation mondiale de la santé

## Listes des Annexes

<b>Annexe</b>	<b>Page</b>
<b>Annexe S1.</b> Climats selon les classes de De Martonne	<b>10</b>
<b>Annexe S2.</b> Données climatiques mensuelles à long terme du lac Tonga (latitude : 36°53'N, longitude : 08°31'E, altitude : 2 m) dans l'extrême nord-est de l'Algérie.	<b>10</b>
<b>Annexe S3.</b> Géolocalisation des sites d'échantillonnage (Comptage des oiseaux d'eau).	<b>29</b>
<b>Annexe S4.</b> Résumés des modèles linéaires généralisés (MLG) complets obtenus avant la simplification et la sélection du modèle sur la base des valeurs du critère d'information d'Akaike (AIC) en utilisant la méthode "par étapes" et la direction "avant/arrière".	<b>46</b>
<b>Annexe S5.</b> Carte de la distribution mondiale du Fuligule nyroca ( <i>Aythya nyroca</i> Gldenstdt, 1770)	<b>97</b>

# Introduction générale

---

En dépit de l'importance des zones humides en tant qu'écosystèmes –refuge de la biodiversité (Mitsch et Gosselink, 2007 ; Gedan *et al.*, 2011 ; Maleki *et al.*, 2020), y celle des oiseaux d'eau, près de la moitié de ces zones humides, à l'échelle mondiale, ont disparu en raison de l'expansion des activités humaines (Silva *et al.*, 2007 ; Xu *et al.*, 2019). Ces dernières produisent une panoplie de polluants et d'eaux usées non traitées de différentes sources (industries, zones urbaines, exploitations agricoles, fermes d'élevages etc.) (Mutlu *et al.*, 2018 ; Kumar *et al.*, 2018 ; Belhouchet *et al.*, 2019), engendrant une dégradation de la qualité de l'eau de ces zones humides et conséquemment leurs eutrophisation (Wu et Yung, 2015 ; Fang *et al.*, 2019).

Toute propriété physique, chimique ou biologique de l'eau qui a un effet naturel écologique ou influence l'utilisation de ce dernier par l'homme est une variable de sa qualité. Cette qualité reflète le fonctionnement et l'état d'équilibre de l'écosystème aquatique et elle est variables en fonction du temps (saisons), sous l'influence des facteurs anthropiques comme l'agriculture, l'urbanisation, l'industrie, les eaux usées domestiques (Verma *et al.*, 2012 ; Palamuleni et Akoth, 2015, Belabed *et al.*, 2017) ou suite à l'émergence des macrophytes, dont la densité peuvent réduire les concentrations d'oxygène dissout en limitant la circulation de l'eau (Caraco *et al.*, 2006).

Cependant toutes les variables qualitatives ou quantitatives n'ont pas la même importance. Seules quelques-unes d'entre elles présentent un intérêt et subissent des normes qui servent comme lignes directrices dans la protection des écosystèmes aquatiques ou dans les différents usages de l'eau (Boyd, 2020).

L'influence humaine la plus courante sur la qualité de l'eau pendant de nombreuses années a été l'introduction d'organismes pathogènes par l'élimination des déchets dans les plans d'eau (Boyd, 2020). Ces derniers agissent comme des sources et réservoirs de bactéries indicatrices fécales, qui en atteignant des concentrations trop élevées (valeurs supérieures à 410 *Escherichia coli* /100 ml et 130 entérocoques /100 ml), constituent une menace pour la santé humaine lors de contact primaire (US Environmental Protection Agency (US-EPA), 2012), avec le risque de maladies comme le choléra, la fièvre typhoïde et la dysenterie bacillaire (Stallard *et al.*, 2016 ; Ender *et al.*, 2018) ; d'où émerge l'importance de l'évaluation de la qualité des plans d'eau. Cette dernière facilite un diagnostic plus précis sur leur santé écologique et fournit en outre une base scientifique pour la protection et la restauration de ces habitats (Fang *et al.* 2019).

La perte et la dégradation de ces habitats est l'un des facteurs les plus importants à l'origine du déclin des populations d'oiseaux d'eau (Sanderson *et al.*, 2006 ; Xu *et al.*, 2019) qui constituent une composante importante des zones humides parce qu'ils peuvent occuper de multiples niveaux trophiques et jouer un rôle dans les cycles nutritifs de ces zones (Rajashekara et Venkatesha 2010 ; Sharma et Saini 2014). En raison de leur grande mobilité, les oiseaux réagissent rapidement aux changements de la qualité et de l'état de leur habitat (Morrison 1986) et de ce fait ils sont fréquemment utilisés comme bioindicateurs de la santé écologique et des perturbations anthropiques (Custer et Osborn, 1977 ; Subramanya, 1996). Les espèces aviennes sauvages vivant dans ce type d'habitat vital peuvent servir comme un bioindicateur (Reif, 2013 ; Maleki *et al.*, 2020) pour plusieurs raisons : ils sont relativement aisés à identifier, leur écologie est bien documentée et ils jouent un rôle important dans le processus de développement durable.

La réalisation des inventaires est l'approche la plus courante pour étudier la richesse en espèces (Hill *et al.*, 2005). L'inventaire des ressources naturelles est un important outil utilisé par de nombreux biologistes et écologues pour déduire des informations sur les relations entre les habitats, la diversité et l'abondance des espèces et les effets de la gestion et des changements environnementaux sur les populations pendant une période donnée (Bensaci *et al.*, 2013). Ainsi, grâce à l'inventaire des oiseaux, on peut mieux guider les stratégies futures de gestion et de conservation.

Dans un souci de contribution à la planification régionale de la conservation des espèces aviennes aquatiques, il est nécessaire de combler les lacunes en matière d'informations sur les caractéristiques de l'habitat ayant un effet sur la sélection des sites de nidification et le succès de reproduction de ces espèces. Pour y parvenir, la compréhension de la manière dont les oiseaux identifient et sélectionnent les sites de nidification (Ringelman *et al.*, 2017 ; Metallaoui *et al.*, 2020) s'avère nécessaire, puisque la qualité de l'habitat change inévitablement au fil du temps et l'adaptabilité de ces espèces à ces changements est une question clé de la biologie de la conservation (Lebbin *et al.*, 2010).

De nombreux facteurs contrôlent la sélection des habitats (Dow et Fredga, 1985 ; Davis, 2005 ; Safine et Lindberg, 2008 ; Holopainen *et al.*, 2015), notamment la disponibilité de nourriture et de sites de reproduction adéquats, la concurrence intra et interspécifique, la prédation, le parasitisme des nids, la structure de la végétation et les activités anthropiques (Warfe et Barmuta, 2004; Chalfoun et Martin, 2009 ; Hanane, 2015 ; Ringelman *et al.*, 2018).

Pour maintenir les préférences pour des sites de nidification plus adéquats, les oiseaux sont soumis à une pression de sélection intense (Martin, 1995 ; Chalfoun et Martin, 2009). Cette sélection s'exerce à deux échelles : le macro et le micro-habitat. L'échelle du macro-habitat est située à l'échelle du paysage, tandis que celle du micro-habitat comprend les caractéristiques du site de nidification lui-même ou de ses environs immédiats (Holopainen *et al.*, 2015).

La présente étude s'intéresse au Parc National d'El Kala (PNEK). Il s'agit d'un éco-complexe rassemblant de nombreux lacs d'importance internationale (sites Ramsar et zones importantes pour les oiseaux), dont le Lac Mellah (lagune d'eau salée, 860 ha), le Lac Tonga (eau saumâtre, 2400 ha) et le Lac Oubeïra (eau douce, 2200 ha). Ces zones humides sont situées sur la route migratoire de milliers d'oiseaux d'eau qui migrent entre l'Eurasie et l'Afrique et représentent les sites d'hivernage ornithologiques les plus importants dans le bassin méditerranéen (Benyacoub *et al.*, 2011 ; Elafri, 2017). Il serait utile de rappeler que ce parc a été créé par décret présidentiel N° 83-458 du 23 juillet 1983, fixant le statut-type des parcs nationaux en Algérie et le décret n° 83-460 du 23 juillet 1983 portant création de ce parc national.

Le Lac Tonga, qui en fait partie, est classé réserve intégrale au sein du PNEK, site Ramsar depuis 1983 et réserve de la Biosphère depuis 1990. Il est géré administrativement par la direction du parc. Il fait l'objet de nombreux décrets internationaux : i) le décret n° 82-440 du 11 décembre 1982 portant ratification de la convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles, signée à Alger le 15 septembre 1968 ; ii) le décret n° 82-498 du 25 décembre 1982 portant adhésion de l'Algérie à la convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, signée à Washington le 3 mars 1973 et, iii) le décret n° 85-01 du 5 janvier 1985 portant ratification du protocole relatif aux aires spécialement protégées de la mer Méditerranée, signé à Genève le 3 avril 1982.

Il répond également à 5 critères Ramsar : critère 1 : zone humide d'importance internationale unique dans la région méditerranéenne ; critère 2 : nidification de l'Erismature à tête blanche et du Fuligule nyroca, espèces vulnérables sur la liste rouge de l'UICN, sans oublier la Poule sultane, la Guifette moustac ; critère 3 : important site de nidification en Afrique du Nord pour l'Erismature à tête blanche et le Fuligule nyroca ; critère 4 : site d'accueil pour plus de 20.000 oiseaux d'eaux hivernants et enfin le critère 5 : il reçoit 1% de la population mondiale pour plusieurs espèces comme l'Erismature à tête blanche et du Fuligule nyroca.

Entre septembre 2012 et août 2014, 52 espèces appartenant à 13 familles ont été recensées au Lac Tonga. La famille Anatidae (14 espèces), les Ardeidae (8 espèces), les Scolopacidae (6 espèces), les Laridae (5) et Rallidae (4) et les Ciconiidae, Pandionidae, Accipitridae et Recurvirostridae avec seulement 1 espèce chacune. Les espèces migratrices représentaient 74 % de tous les oiseaux, avec les migrateurs hivernants (33%), les estivants (9%) et les visiteurs de passage (32%). Les espèces sédentaires ne constituent que 24% de l'ensemble des oiseaux enregistrés (Elafri *et al.*, 2016).

Parmi les espèces reproductrices au Lac Tonga, figurent *Tachybaptus ruficollis*, *Podiceps cristatus*, *Porphyrio porphyrio*, *Anas platyrhynchos*, *Ardeola ralloides*, *Circus aeruginosus*, *Egretta garzetta* et *Bubulcus ibis*. Il existe aussi au sein de cette réserve naturelle une population reproductrice importante de Fuligule nyroca *Aythya nyroca*.

Si la reproduction de l'avifaune dans ce lac réussit en raison de la dense mosaïque de végétation et de la productivité élevée des macrophytes aquatiques submergés, sa richesse est largement déterminée par la diversité des habitats distribués sur l'ensemble du site et à la périphérie qui lui est associée. En effet, le lac abrite deux grandes catégories de plantes : les héliophytes à la périphérie du lac et les hydrophytes réparties sur l'ensemble du plan d'eau. À ces deux groupes, s'associent les ripisylves des zones périphériques (Boumezbeur 1993 ; Kadid *et al.*, 2007 ; Bakaria *et al.*, 2009).

Largement répandu en Afrique, en Asie et en Europe (Robinson et Hughes, 2006 ; BirdLife International, 2017), le Fuligule nyroca *Aythya nyroca* (Güldenstädt, 1770), est une espèce emblématique du PNEK. De nature sédentaire nicheuse, elle fréquente le lac tout au long de l'année. Actuellement, elle est classée comme espèce quasi-menacée sur la liste rouge de l'UICN. De couleur marron foncé, les deux sexes sont uniformément marron, légèrement plus foncé sur le dos, avec un ventre et une queue blancs. Le mâle a un iris pâle caractéristique. Les juvéniles sont semblables aux adultes mais avec un ventre et une sous-queue grisâtres. Les poussins sont nidifuges et couverts par un épais duvet dès l'éclosion des œufs (Fig. 1). En vol, une large barre alaire blanche s'étend sur les primaires externes.



**Figure 1.** Poussin de *Fuligule nyroca* nouvellement éclos au sein d'un nid situé sur un îlot végétal flottant au centre du Lac Tonga à l'extrême nord est Algérien (Cliché Loucif K, 2017)

Ils se distinguent facilement des autres canards *Aythya* par leur queue blanche en position assise et leur large barre alaire en vol. Au printemps, la femelle est bruyante en vol et le mâle avec un court cri. Le *Fuligule nyroca* préfère les zones plus couvertes de végétation que les autres espèces d'*Aythya* (BirdLife International, 2019).



**Figure 2.** *Fuligule nyroca* au Rhône-Alpes, France, male au premier plan (œil blanc) et femelle au second (œil foncé) (Poulet, 2008).

Le régime alimentaire de cet oiseau est diversifié. Il est composé de matières végétales à base de graines, racines, parties végétatives des plantes aquatiques (*Potamogeton* spp., *Ceratophyllum* spp., *Scirpus* spp., *Carex* spp. et les macro algues (*Chara* spp.) (del Hoyo *et al.*, 1992, Kear, 2005) ainsi que des matières animales comprenant des vers, des mollusques (escargots), crustacés, insectes adultes et larves (coléoptères, chironomes, libellules, punaises d'eau, phryganes, mouches), les amphibiens (grenouilles, têtards) et les petits poissons (Brown *et al.*, 1982 ; del Hoyo *et al.*, 1992 ; Kear, 2005).

Le Fuligule nyroca se reproduit principalement en Asie du Sud-Ouest, en Europe centrale et orientale et en Afrique du Nord (PNEK, Algérie) (Callaghan, 1999 ; Vinicombe, 2000). Son aire de répartition a considérablement fluctué au cours des 150 dernières années, et la plupart des chiffres suggèrent un déclin généralisé (Wetlands International 2016).

En l'absence d'une image globale plus claire, la population globale est suspectée, par précaution, de décliner à un rythme modéré sur trois générations (BirdLife International, 2019). Cette espèce est principalement migratrice, bien que l'on sache peu de choses sur ses voies de migration et certaines populations du sud peuvent rester sur les lieux de reproduction toute l'année (del Hoyo *et al.*, 1992 ; Scott et Rose, 1996 ; Kear, 2005).

Les principales raisons du déclin du Fuligule nyroca sont, la dégradation et la destruction des habitats (Del Hoyo *et al.*, 1992 ; Vinicombe, 2000 ; Kear, 2005 ; Robinson et Hughes, 2006), la chasse des adultes et la collecte des œufs pour la consommation locale (Del Hoyo *et al.*, 1992 ; Vinicombe, 2000 ; Robinson et Hughes, 2006) et l'introduction volontaire ou accidentelle d'espèces non indigènes, cas de la carpe (*Ctenopharyngodon idella*), dont la compétition engendrée a causé des effets négatifs sur le succès de reproduction des canards plongeurs (Elmberg *et al.*, 2010). Ajoutons à ce facteur, celui de l'intensité et la fréquence des sécheresses suite aux changements climatiques globaux (Robinson et Hughes, 2006).

Malgré son importance, le Lac Tonga subit la pression des activités humaines comprenant :

- La chasse pratiquée au fusil parfois de façon intense presque toute l'année,
- La pêche à l'anguille (*Anguilla anguilla*),
- Le dérangement suite à l'utilisation d'embarcation durant la période de nidification,
- Le pâturage du bétail sur les berges pour consommer les jeunes pousses d'hélophytes constitue une menace sur la flore, sur la nidification des espèces d'oiseaux aquatiques ainsi que sur la qualité de l'eau de ce lac,
- L'extension urbaine surtout sur la rive ouest et la rive sud du lac,

- Le pillage des œufs, qui touche de nombreuses espèces et concerne même les espèces sensibles principalement le Fuligule nyroca et aussi l'Erismature à tête blanche,
- Le drainage et l'irrigation, phénomène pratiqué aux niveaux des exploitations agricoles des berges du Lac Tonga,
- La pollution de l'eau due à l'extension des zones urbaines et à leurs rejets d'eaux usées,
- Les habitations non raccordées au réseau d'assainissement dont les eaux usées sont déversées dans les fosses septiques, qui par écoulement peuvent rejoindre les eaux du lac (Benyacoub *et al.*, 2011 ; BirdLife International, 2020, Loucif *et al.*, 2020).

Le Lac Tonga a attiré l'attention de nombreuses études dont les plus récentes étant celles dont l'accent a été mis sur la végétation (Boulemtafes et Hamel, 2018), les oiseaux d'eau (Elafri, 2017), les macroinvertébrés (Khedimallah et Tadjine, 2016) et les hydracariens (Bendali-Saoudi *et al.*, 2014). Cependant, les données sur les propriétés physico-chimiques et bactériologiques de l'eau de cet écosystème restent peu connues (Belabed *et al.*, 2013), sachant que l'eutrophisation en particulier, accélérée par les activités humaines, peut conduire à sa disparition (Benyacoub *et al.*, 2011).

A notre connaissance, il existe des données très limitées sur les propriétés physico-chimiques et bactériologiques du Lac Tonga ; un écosystème complexes et vulnérables.

Dans une première phase, notre objectif consiste à déterminer l'état actuel de la qualité de l'eau, à travers sa caractérisation physico-chimique et microbiologique. Concernant cet aspect deux hypothèses ont été avancées :

- *Hypothèse 1* : La qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau du Lac Tonga dépasse les normes admissibles.
- *Hypothèse 2* : Le Lac Tonga subit une eutrophisation importante.
- Dans une seconde phase, d'étudier l'effet des paramètres physico-chimiques sur les caractéristiques microbiologiques de ce lac ainsi que l'établissement des relations entre les variables physico-chimiques de l'eau et la façon dont elles affectent les changements de charges bactériennes.

La détermination de la qualité de l'eau du Lac Tonga et la compréhension de ses changements spatiotemporels est la clé de voûte pour prendre les mesures nécessaires à la préservation de cet écosystème d'importance internationale.

Nos objectifs consistent aussi à déterminer la diversité des espèces aviennes, leurs richesses, leur phénologie avec un suivi de leur distribution spatio-temporelle pendant tout un cycle annuel.

En dernier lieu et afin de faciliter les actions de conservation et d'améliorer la gestion de la biologie de reproduction du Fuligule nyroca et de combler les lacunes en matière d'informations sur les caractéristiques de l'habitat qui influent la sélection des sites de nidification et le succès de reproduction, plusieurs hypothèses concernant l'écologie de la reproduction de cette espèce ont été avancées et testées dans le contexte des conditions écologiques des zones humides d'Afrique du Nord :

- *Hypothèse 1* : La taille de ponte et le succès de nidification chez le fuligule nyroca sont positivement liés à la taille du nid.
- *Hypothèse 2* : Le Fuligule nyroca nicheur au Lac Tonga à l'extrême nord est algérien n'occupe pas arbitrairement des sites de nidification et présente des besoins de sélection
- *Hypothèse 3* : La densité des nids du fuligule nyroca agit négativement sur la taille de ponte et le succès de reproduction chez ce canard plongeur nicheur au Lac Tonga.

Cette thèse s'articule sur plusieurs chapitres. Une introduction générale exposant un état des connaissances sur le Lac Tonga, son importance et la diversité avienne qui lui est inféodée. Le chapitre 1 étale les données sur la zone d'étude avec toutes ses caractéristiques climatique, géologique, hydrologique et sa spécificité floristique et faunistique. Un chapitre 2 décrivant la méthodologie adoptée pour l'évaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau du Lac Tonga, l'étude de l'avifaune avec un regard particulier sur la biologie de reproduction du Fuligule nyroca. Vient ensuite le chapitre « résultats et discussion » suivi d'une conclusion générale, des références exploitées et une série d'annexes.

# Zone d'étude

---

## 1. Présentation générale de la réserve intégrale du Lac Tonga

Le Lac Tonga (36°53'N, 08°31'E, altitude : 2 m) est situé à l'extrême nord-est algérien, sur le territoire de la Wilaya d'El Tarf à environ 70 km à l'est de la ville d'Annaba et à 5 km à l'ouest de la frontière tunisienne. Il est compris en sa totalité dans le Parc National d'El Kala sur le territoire des communes d'El Kala à l'ouest, de Souarekh (Om Teboul) à l'est, d'El Aïoun au sud-est et de Raml Souk au sud-ouest (Fig. 3). C'est un marais d'eau douce d'une superficie de 2400 ha avec une profondeur moyenne de 120 cm, classé réserve de biosphère par l'UNESCO en 1990.

## 2. Climat

La caractérisation climatique est faite sur la base des données climatiques fournies par la station météorologique d'El Kala sur une période de 23 ans (1990-2012). Le climat qui règne sur la zone d'étude est un climat subhumide selon l'indice de De Martonne (IDM = 24,7) (De Martonne, 1925) (Annexe S1), exprimé par la formule :  $I = P / (T + 10)$ .

**P** : Les précipitations moyennes annuelles.      **T** : La température moyenne annuelle.

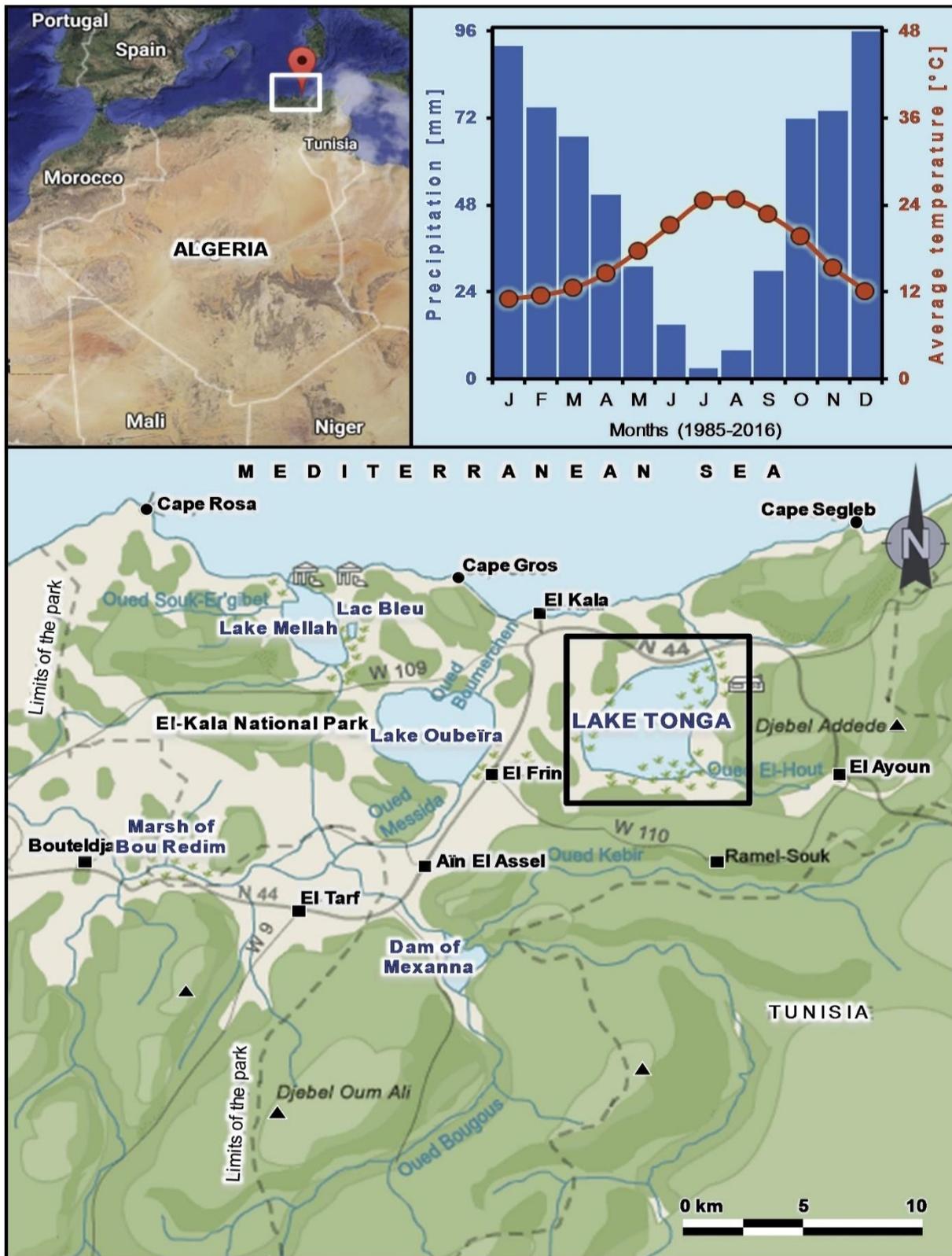
Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson délimitait une saison sèche qui s'étendait de la mi-mai à la mi-septembre (Fig. 3). La température annuelle moyenne est de  $14,3 \pm 1,7^\circ\text{C}$ , avec un maximum en juillet ( $36^\circ\text{C}$ ) et août ( $35,9^\circ\text{C}$ ) et un minimum en janvier ( $5^\circ\text{C}$ ). Décembre est le mois le plus pluvieux (207 mm) tandis que juillet est le mois le plus sec (5 mm). Cette zone reçoit 882 mm/an pour 145 jours de pluie (Fig. 3, Annexe S2).

Le quotient pluviométrique d'Emberger calculé pour la période 1990-2016, est de 112,7, plaçant la zone dans l'étage bioclimatique subhumide à hiver chaud (Fig. 4). Sa formule est :

$$Q2 = 3,43 (P/M-m)$$

Avec :

**Q** : le quotient pluviométrique d'Emberger ; **P** : Pluviométrie annuelle moyenne en mm ;  
**M** : Moyenne maximale du mois le plus chaud en  $^\circ\text{C}$  ; **m** : Moyenne minimale du mois le plus froid en  $^\circ\text{C}$ .



**Figure 3.** Localisation du Lac Tonga dans la réserve de biosphère du Parc National d'El-Kala au Nord-Est de l'Algérie. Le graphique en haut à droite représente la zone ombrothermique du Lac Tonga. Diagramme de Gausson et Bagnouls de la région, où les précipitations moyennes et la température de l'air sont des moyennes mensuelles de la période 1990-2012. Le Lac Tonga (Zone d'étude) est indiqué sur la carte du bas par un carré noir plein (Loucif *et al.*, 2020).

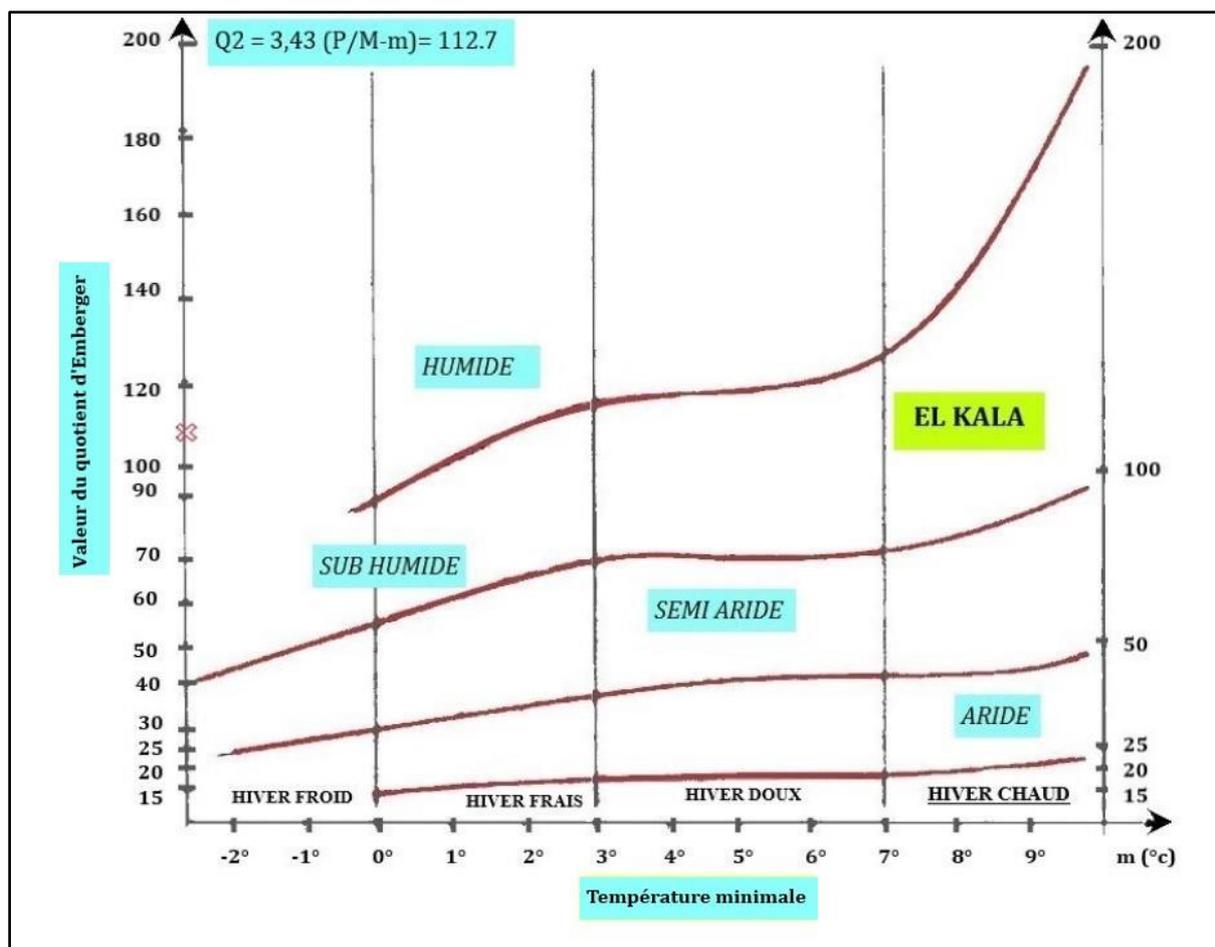


Figure 4. Position de la région d'El-Kala sur le climagramme d'Emberger.

### 3. Reliefs et pentes

L'altitude moyenne du bassin versant du Lac Tonga est comprise entre 10 et 550 m. Elle croît d'est en ouest, en culminant à 562 m à Kef El Hammam (Benyacoub *et al.*, 2011).

Tableau 1 : Classe des pentes du bassin versant du Lac Tonga (Benyacoub *et al.*, 2011).

Classe de pente	Catégorie	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
0 à 3%	Faible	2279	13.90
3 à 12.5%	Assez faible	2914	17.78
12.5% à 25%	Forte	3736	22.79
Supérieur à 25%	Très forte	5411	33.02
Plan d'eau	Sans relief	2300	12.51
<b>Total</b>		<b>16390</b>	<b>100</b>

#### 4. Géologie

Le bassin versant du Lac Tonga est constitué de diverses formations géologiques: sols de marécages, formés de limons de bas-fonds, alluvions limoneuses formées de sable et limons récents, formations du Pontien, formées de conglomérats à ciments argileux, grès de Numidie qui sont quartzeux, blanchâtres, formant des reliefs abrupts, argiles de Numidie, formées de marnes argilo-schisteuses, argiles, grès et calcaires noirs de l'Éocène moyen qui constituent les contreforts entourant le lac (Raachi, 2007 ) (Fig. 5 ).

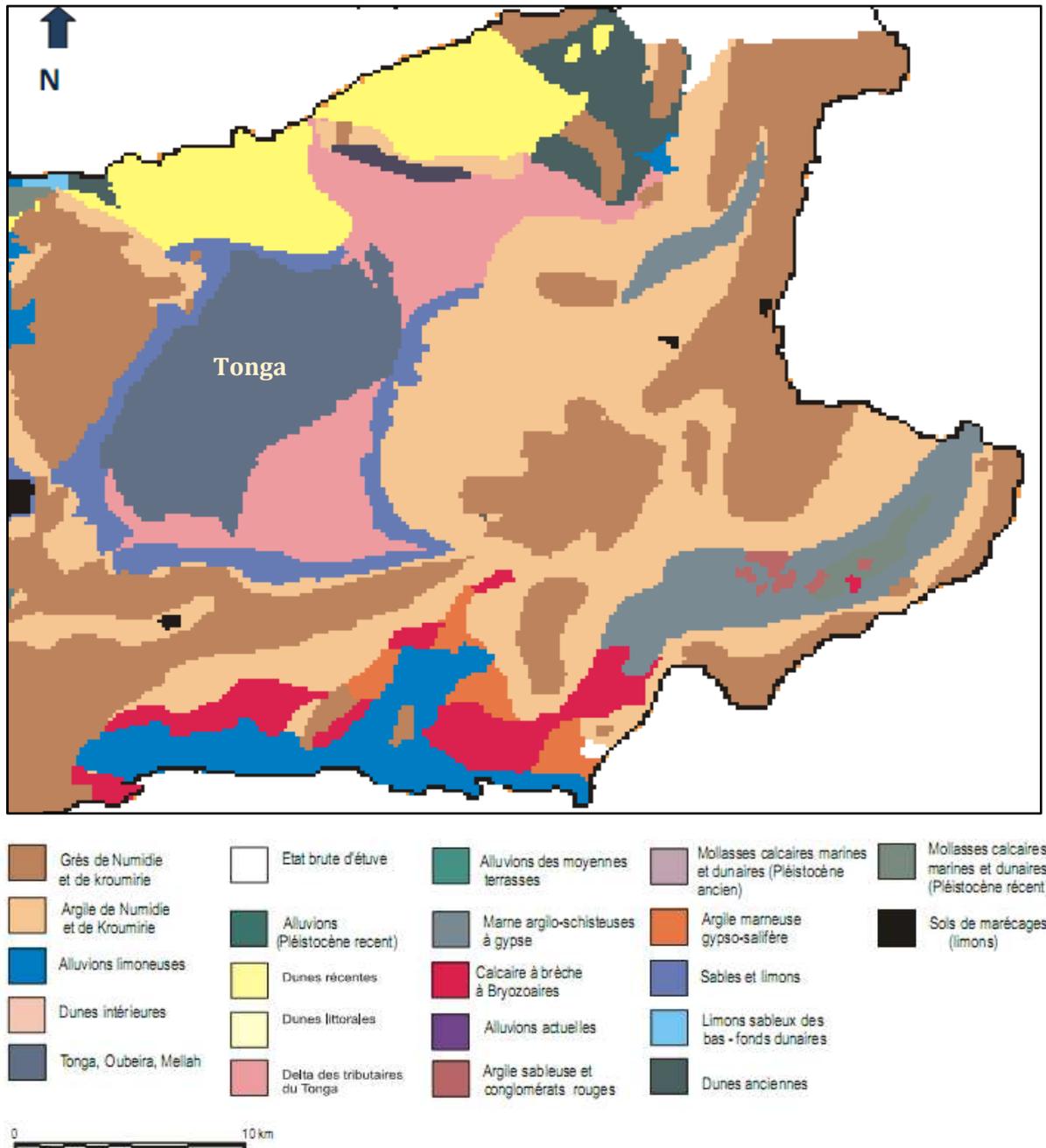
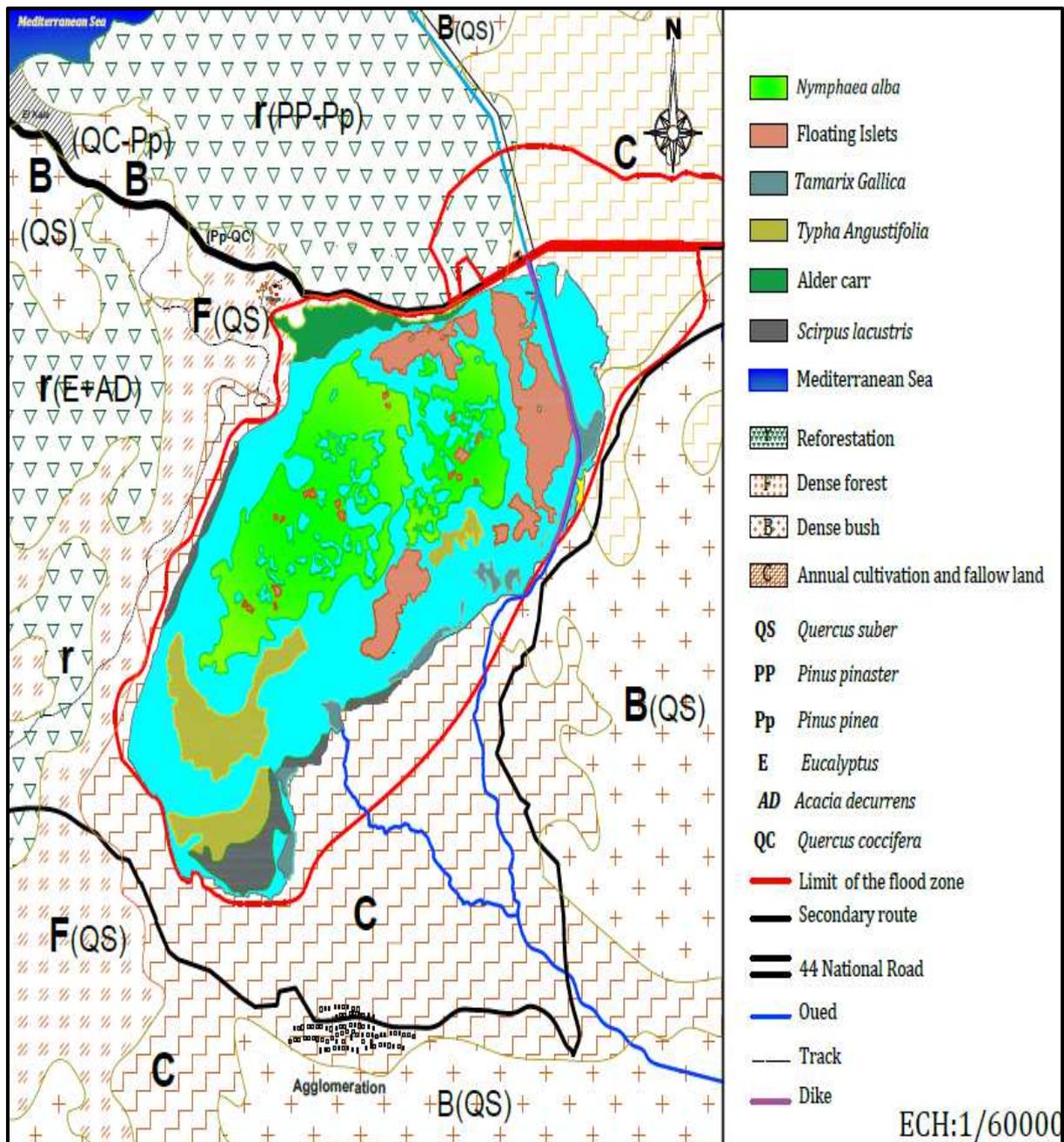


Figure 5. Carte géologique du bassin versant du Lac Tonga (Landscape Aménagement, 1998).



## 6. Végétation

La répartition du couvert végétal au niveau du bassin versant du Lac Tonga est conditionnée par le milieu bioclimatique qui le caractérise (De Belair, 1990). Les formations forestières dominent, couvrant une superficie de 10354 ha (63 % de la superficie totale). Les forêts denses de chêne-liège (*Quercus suber* L.) se localisent sur djebel Haddada et le kef Oum Teboul avec une superficie de 3982 ha. Le cordon dunaire littoral est couvert de forêts de chêne Kermès (*Quercus coccifera*), associées aux pins maritimes (*Pinus pinaster*) et pin pignon (*Pinus pinea*) (Fig 7). La rive nord du lac est colonisée par un arboretum où à côté de l'Aulne naturel (*Alnus glutinosa*), des plantations exotiques à base de cyprès chauve (*Taxodium distichum*) (Fig. 8), Peuplier blanc (*Populus alba*), Peuplier noir (*Populus nigra*) et l'Acacia (*Acacia melanoxylon*) ont été plantées. Une eucalyptaie (*Eucalyptus camaldulensis*) associée à l'Acacia (*Acacia decurrens*) borde l'est et l'ouest du lac. Des terres agricoles d'une superficie de 2059 ha à base d'arachides et de cultures maraichères avoisinent le lac. Le parcours consacrés au cheptel (dont la taille est en accroissement) représente 13 % de la superficie totale, soit 2000 ha, sans soustraire les jachères et les terres agricoles délaissées (Raachi, 2007 ; Benyacoub *et al.*, 2011) (Fig. 7).



**Figure 7.** La répartition des principaux groupements végétaux qui couvrent la superficie du lac ainsi que l'occupation du sol sur les rives du Lac Tonga. Les zones inondables sont délimitées par le trait rouge gras. Le trait en bleu foncé gras représente le tracé d'oued El Hout qui draine les eaux du Lac Tonga.



**Figure 8.** Vue générale sur le nord du Lac Tonga et sur l'aulnaie de ce lac à l'extrême nord-est algérien (en haut à gauche). Aulnaie au nord du Lac Tonga (*Alnus glutinosa*) (en haut à droite). Forêt de cyprès chauve (*Taxodium distichum*) sur la rive nord du Lac Tonga (en bas à gauche). Ilot végétale flottant au niveau des zones profondes du Lac Tonga entouré de larges plages de nénuphar blanc (*Nymphaea alba*) (en bas à droite) (Clichés Loucif K, 2018).

## 7. Flore

La végétation qui caractérise le Lac Tonga se répartit en mosaïques très complexes. À la périphérie du lac, dominent les héliophytes avec des formations denses à iris des marais, rubanier, etc. Dans la partie centrale, des radeaux de végétation flottant avec des saules, des tamarix (spécifiques du Lac Tonga dans toute l'Afrique du Nord) sont répertoriés. Le plan d'eau se distingue par des formations à hydrophytes avec le nénuphar blanc, le cornifle d'eau, les myriophylles et les lentilles d'eau (Kadid *et al.*, 2007). Enfin, les berges du lac sont colonisées

par les hélrophytes constituant un milieu de transition entre les zones aquatiques et terrestres (Benyacoub *et al.*, 2011).

## 8. Avifaune aquatique

Les espèces aviaires aquatiques qui ont été recensées au niveau du Lac Tonga par Elafri *et al.*, (2016), entre septembre 2012 et aout 2014 sont consignées dans le tableau 2.

**Tableau 2.** Les espèces aviennes aquatiques du Lac Tonga (Elafri *et al.*, 2016).

Nom scientifique	Nom français	Nom scientifique	Nom français
<i>Fulica atra</i>	Foulque macroule	<i>Anas crecca</i>	Sarcelle d'hiver
<i>Gallinula chloropus</i>	Poule d'eau	<i>Anas querquedula</i>	Sarcelle d'été
<i>Porphyrio porphyrio</i>	Poule sultane	<i>Marmaronetta angustirostris</i>	Sarcelle marbrée
<i>Rallus aquaticus</i>	Râle d'eau	<i>Chroicocephalus genei</i>	Goéland railleur
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Grèbe castagneux	<i>Larus michahellis</i>	Goéland leucophé
<i>Podiceps cristatus</i>	Grèbe huppé	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	Mouette rieuse
<i>Podiceps nigricollis</i>	Grèbe à cou noir	<i>Chlidonias hybrida</i>	Guifette moustac
<i>Bubulcus ibis</i>	Héron garde-boeufs	<i>Gelochelidon nilotica</i>	Sterne hansel
<i>Casmerodius albus</i>	Grande Aigrette	<i>Tringa ochropus</i>	Chevalier culblanc
<i>Ardea cinerea</i>	Héron cendré	<i>Tringa stagnatilis</i>	Chevalier stagnatile
<i>Ardea purpurea</i>	Héron pourpré	<i>Tringa totanus</i>	Chevalier gambette
<i>Egretta garzetta</i>	Aigrette garzette	<i>Limosa limosa</i>	Barge à queue noire
<i>Ixobrychus minutus</i>	Blongios nain	<i>Gallinago gallinago</i>	Bécassine des marais
<i>Ardeola ralloides</i>	Héron crabier	<i>Lymnocyptes minimus</i>	Bécassine sourde
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Héron bihoreau	<i>Charadrius hiaticula</i>	Grand gravelot
<i>Anser anser</i>	Oie cendrée	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Gravelot à collier interrompu
<i>Tadorna tadorna</i>	Tadorne de Belon	<i>Charadrius dubius</i>	Petit Gravelot
<i>Anas platyrhynchos</i>	Canard Colvert	<i>Vanellus vanellus</i>	Vanneau huppé
<i>Anas penelope</i>	Canard Siffleur	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Grand Cormoran
<i>Anas strepera</i>	Canard Chipeau	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Cormoran huppé
<i>Anas clypeata</i>	Canard Souchet	<i>Plegadis falcinellus</i>	Ibis falcinelle
<i>Anas acuta</i>	Canard Pilet	<i>Platalea leucorodia</i>	Spatule blanche
<i>Oxyura leucocephala</i>	Erismature à tête blanche	<i>Ciconia ciconia</i>	Cigogne blanche
<i>Aythya ferina</i>	Fuligule Milouin	<i>Circus aeruginosus</i>	Busard Harpaye
<i>Aythya fuligula</i>	Fuligule Morillon	<i>Pandion haliaetus</i>	Balbuzard pêcheur
<i>Aythya nyroca</i>	Fuligule Nyroca	<i>Himantopus himantopus</i>	Echasse blanche

## 9. Aperçu sur la population

Les rives du Lac Tonga subissent de plus en plus la pression d'urbanisation (Tab. 3).

**Tableau 3.** Données sur la population du bassin versant du Lac Tonga (Benyacoub *et al.*, 2011).

Localité	Population totale 1998	Accroissement 1998-2008 (%)	Population estimée 2010
Tonga- Mezila	30	1,37	51
Fed Emrad - Feïd El Alliga	100	1,37	152
Oum Djhour	97	1,37	113
El Aïoun	3624	1,48	4020
Oued El Hout	1049	1,47	1431
AïnTebib/El Ksir	697	1,47	810
Oum Teboul	3627	0,82	4759
Haddada	320	0,82	419
Dey Zitoun	54	0,82	121
Melloul	820	0,82	1210
Om Chtab	370	0,82	540
Dridra	150	0,82	210
Seglêb	65	0,82	105
<b>Total</b>	<b>11003</b>		<b>13940</b>

# Matériel & méthodes

---

## 1. Évaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface du Lac Tonga

### 1.1. Prélèvement de l'eau

Cette étude a été menée au Lac Tonga pendant une période de six mois de janvier à juin 2018. Les échantillons d'eau ont été prélevés systématiquement chaque mois dans trois différentes stations à différentes profondeurs au niveau de la partie nord-ouest du Lac Tonga. Cette dernière est caractérisée par l'extension des surfaces agricoles cultivées et la présence d'un ensemble d'habitations rurales en pleine expansion avec un rejet accru d'eaux usées.

**Station 1** (profondeur= 97cm) : située au nord du lac à la limite sud de l'aulnaie (*Alnus glutinosa*). Elle représente des eaux relativement peu profondes et superficielles.

**Station 2** (profondeur= 145 cm) : intermédiaire entre la première et la troisième station vers le centre du lac. Elle est caractérisée par des surfaces d'eau libre et quelques formations végétales hydrophytes, en particulier au printemps et en été. Les échantillons de cette station représentent une profondeur modérée du lac.

**Station 3** (profondeur=190cm) : située près du centre du lac et légèrement vers les rives ouest. Elle représente les eaux profondes du lac.

Pour l'analyse physico-chimique, les échantillons d'eau ont été prélevés sur une épaisseur de (~20cm) dans des bouteilles en polypropylène propres d'une capacité de 1,5 L. Par contre, les analyses bactériologiques ont été effectuées sur des échantillons d'eau prélevés dans des flacons stériles en verre d'une capacité de 250 ml.

Tous les échantillons ont été étiquetés et afin d'assurer une conservation satisfaisante, ils ont été immédiatement transportés au laboratoire dans des emballages isothermes à une température de 4 °C et à l'obscurité.

### 1.2. Paramètres d'évaluation de la qualité de l'eau

Plusieurs paramètres ont été retenus pour caractériser l'eau du lac : le pH, la conductivité électrique (CE), l'oxygène dissous (OD), les matières solide en suspension (MSS), la turbidité, les résidus secs, la demande biologique en oxygène ( $DBO_5$ ), la dureté totale, le dosage du calcium ( $Ca^{2+}$ ), du magnésium ( $Mg^{2+}$ ), du potassium ( $K^+$ ), des chlorures ( $Cl^-$ ), des sulfates ( $SO_4^{2-}$ ), du phosphate ( $PO_4^{3-}$ ), de l'ammonium ( $NH_4^+$ ), des nitrates ( $NO_3^-$ ) et des nitrites ( $NO_2^-$ ).

Les échantillons d'eau ont été analysés selon les méthodes standard d'analyse de l'eau (APHA, 1999 ; Rodier *et al.*, 2009). Certains paramètres ont été effectués *in situ* à l'aide d'un appareil de mesure portable multiparamètres WTW MultiLine®, cas du pH, l'oxygène dissous (DO ; % de saturation) et la conductivité électrique de l'eau.

### 1.2.1. Potentiel d'hydrogène (pH)

Pour les besoins de la présente étude, il suffira d'indiquer que le pH 7 est neutre, et que l'eau est acide à un pH plus faible, car la concentration d'ions hydrogène est plus élevée que celle des ions hydroxyle. À un pH supérieur à 7, l'eau est basique parce que la concentration en ion hydroxyle est supérieure à celle de l'ion hydrogène. Cependant, la plupart des eaux naturelles ont un pH compris entre 6 et 9. La plage de pH optimale pour la plupart des organismes aquatiques dans les eaux naturelle de surface est de 6,5 à 8,5 et les points de mort acide et alcalin se situent respectivement autour de pH = 4 et de pH = 11 (Boyd, 2020).

### 1.2.2. Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous dans l'eau a été exprimée en mg O<sub>2</sub> par L (Rodier *et al.*, 2009). Les seuils fixés par l'OMS (2017) sont de (5-8 mg/L). Les critères de qualité de l'eau pour les écosystèmes aquatiques spécifient généralement que les concentrations d'oxygène dissous doivent être supérieures à 5 ou 6 mg/L et des normes légèrement plus basses peuvent être indiquées pour les approvisionnements publics en eau, mais peu sont inférieures à 4 mg/L. Même l'eau destinée à l'irrigation ou à la consommation du bétail doit contenir au moins 3 ou 4 mg/L d'oxygène dissous (Boyd, 2020).

### 1.2.3. Conductivité électrique (CE)

La limite supérieure de la conductivité électrique de l'eau douce est généralement estimée à environ 1 500 µS/cm, tandis que celle de l'eau de mer est d'environ 50 000 µS/cm (Boyd, 2020).

### 1.2.4. Matières en suspension (MES)

La détermination des matières en suspension dans l'eau a été réalisée au niveau du laboratoire, par l'application de la méthode de filtration sur filtre en fibres de verre. L'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle. Elle est exprimée

en mg/L (NF EN872/juin 2005 ; Rodier *et al.*, 2009). Les seuils qualifiant une eau de bonne qualité sont de (0-30 mg/L) (ANRH 2003).

### 1.2.5. Résidus secs (RS)

Le dosage des résidus sur l'eau permet d'estimer sa teneur en matières dissoutes (Rodier *et al.*, 2009). La détermination des résidus secs consiste à faire évaporer progressivement dans une capsule tarée une certaine quantité d'eau bien mélangée. Une fois toute l'eau évaporée, la capsule est portée à l'étuve à 105 °C ou à 180 °C pendant 4 heures et laissée refroidir 1/4 d'heure au dessiccateur. Le résidu desséché est ensuite pesé. La valeur limite fixée par l'OMS (2017) est de 2000 mg/L.

Les résultats sont donnés par la formule suivante : **RS mg/L = (Pp-Pv)\*5\*1000**. Pp : Poids plein de la capsule et Pv : Poids à vide de la capsule (Rodier *et al.*, 2009).

### 1.2.6. Demande Biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La DBO d'un échantillon représente la quantité d'oxygène dissous qui sera utilisée par les organismes biologiques aérobies pour décomposer la matière organique facilement oxydable. La (DBO<sub>5</sub>) est la détermination standard de la DBO sur 5 jours (Eaton *et al.*, 2005; Boyd, 2020).

La mesure de la demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) a été réalisée par la méthode respirométrique. La diminution de l'oxygène consommé lors de la biodégradation d'un échantillon provoque une diminution de pression mesurée à l'aide d'un manomètre.

La mesure de la DBO<sub>5</sub> au niveau du laboratoire a été réalisée avec un appareil de type WTW "Oxitor System" muni d'un bouchon équipé d'un capteur de pression qui suit automatiquement l'évolution de la demande biologique en oxygène lors de l'oxydation de la matière organique et garde en mémoire les pressions aux temps 1, 2, 3, 4 et 5 jours (Rodier *et al.*, 2009).

La DBO<sub>5</sub> a été exprimée en mg O<sub>2</sub>/L. Pour l'eau potable la valeur seuil fixée par l'OMS (2017) est de 5 mg/ L, La DBO<sub>5</sub> des eaux naturelles est généralement comprise entre 1 et 10 mg/L. Les eaux usées domestiques ont une DBO<sub>5</sub> beaucoup plus élevée généralement comprise entre 100 et 300 mg/L (Boyd, 2020).

### 1.2.7. Dureté totale (TH : Titre hydrotimétrique)

La dureté totale ou titre hydrotimétrique TH est la somme des concentrations calcique et magnésienne (Rodier *et al.*, 2009).

Le dosage de la dureté totale a été effectué par la méthode titrimétrique à l'EDTA. Cette méthode permet de doser rapidement les ions calcium et magnésium. Les alcalinoterreux présents dans l'eau sont amenés à former un complexe en milieu convenablement tamponné pour empêcher la précipitation du magnésium. Le mode opératoire est basé sur l'introduction de 50 ml d'eau à analyser dans une fiole conique de 250 ml et l'ajout de 4 ml de solution tampon et trois gouttes de solution de noir ériochrome T. La solution se colore en rouge foncé ou violet, le pH doit être de 10. En maintenant une agitation, la solution d'EDTA est versée rapidement au début puis goutte à goutte lorsque la solution commence à virer au bleu. La concentration totale en calcium et magnésium est exprimée en milliéquivalents par litre (Rodier *et al.*, 2009).

La dureté des eaux continentale peut être d'environ 5 à 75 mg/L dans les zones humides avec un sol fortement lixivié, de 150 à 300 mg/L dans les zones humides avec un sol calcaire, et de 1000 mg/L ou plus dans les régions arides (Boyd, 2020).

### 1.2.8. Dosage des cations et des anions

Les concentrations en calcium, potassium, magnésium, ammonium, sulfates, phosphates, nitrates et nitrites ont été déterminées par spectrophotométrie ionique.

#### 1.2.8.1. Ions nitrates ' $\text{NO}_3^-$ '

Les ions nitrates ont été déterminés par spectrophotométrie à 415 nm. En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et pouvant être déterminé par spectrophotomètre (Battas *et al.*, 2019). La limite maximale de la teneur en nitrate fixé par l'OMS est de 50 mg/L (OMS, 2017).

#### 1.2.8.2. Ions nitrites ' $\text{NO}_2^-$ '

Les ions nitrites ont été déterminés par spectrophotométrie. La procédure de détermination des nitrites est basée sur la réaction colorimétrique entre le nitrite de l'échantillon et les réactifs sulfanilamide et dichlorhydrate de N-(1-naphtyl) éthylène diamine (NED), qui produisent un azodyaminethat qui est détecté par spectrophotométrie à 520-540 nm (Ruiz Capillas *et al.*, 2007). Le seuil des nitrites établi par l'OMS est de 0,1 mg/L (OMS, 2017).

### 1.2.8.3. Chlorures 'Cl<sup>-</sup>'

La concentration en chlorure a été déterminée par la méthode d'injection de flux (Flow Injection Analysis ou FIA) et la détection photométrique. L'analyse avec injection en flux, dans lequel l'échantillon est injecté dans un fluide en mouvement (fluide transporteur ou fluide vecteur) et se déplace de façon continue, sans segmentation (NF EN ISO 15682 ; Rodier *et al.*, 2009). La valeur maximale fixée par le Journal Officiel de la République Algérienne est de 500 mg/L (JORA, 2011).

### 1.2.8.4. Calcium 'Ca<sup>2+</sup>' et potassium 'K<sup>+</sup>'

Le dosage du calcium et du potassium a été réalisé par spectrométrie à une longueur d'onde de 422,7 nm pour le calcium et de 766,5 nm pour le potassium (Rodier *et al.*, 2009). La limite maximale du calcium établie par l'OMS (2017) est de 200 mg/L. Le seuil algérien pour le potassium est de 12 mg/L (JORA, 2011).

### 1.2.8.5. Sulfates 'SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>'

La méthode du dosage des ions sulfates se base sur la précipitation en milieu chlorhydrique à l'état de sulfate de baryum et réalisation du dosage après l'étalonnage de spectrophotomètre, le dosage au spectrophotomètre était effectué à 420 nm (Rodier *et al.*, 2009). Le seuil algérien pour les sulfates est fixé à 400 mg/L (JORA, 2011).

### 1.2.8.6. Phosphate 'PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>'

Le phosphate est dosé par spectrophotométrie à 430 nm (Rejsek 2002 ; Rodier *et al.*, 2009). Le seuil maximal pour le phosphate est de 5 mg/L (Rodier *et al.*, 2009 ; OMS, 2017).

### 1.2.8.7. Ammonium 'NH<sub>4</sub><sup>+</sup>'

Le dosage des ions ammonium est réalisé par spectrométrie à la longueur d'onde de 630 nm. En milieu alcalin et en présence de nitroprussiate qui agit comme un catalyseur, les ions ammonium traités par une solution de chlore pour les transformer en monochloramine (NH<sub>2</sub>Cl) et de phénol donnent du bleu d'indophénoï susceptible d'un dosage par spectrométrie.

Cette méthode est applicable à des concentrations comprises entre 1,5 et 15 µg/L d'ions ammonium et à des teneurs élevées jusqu'à 50 mg/L en supprimant l'addition de nitroprussiate

(Rejsek 2002 ; Rodier *et al.*, 2009). La limite maximale de la teneur en ammonium fixée par l'OMS est de 0,5 mg/L (OMS, 2017).

#### 1.2.8.8. Magnésium 'Mg<sup>2+</sup>'

Introduction de 10 ml de solution de chlorure de potassium à 20 g/L et 10 ml d'échantillon dans une fiole jaugée de 100 ml. Après ajustement du volume avec de l'acide chlorhydrique 0,1 N et nébulisation de la solution dans une flamme acétylène/monoxyde de diazote, et en intercalant de l'eau ultra-pure entre chaque échantillon, les lectures sont ensuite effectuées par spectrométrie à une longueur d'onde de 285,2 nm (Rodier *et al.*, 2009).

#### 1.2.8.9. Indice de danger pour le magnésium

L'indice de danger pour le magnésium "MH (Magnesium Hazard index) en %" a été calculé selon la formule  $MH = [Mg^{2+} / (Ca^{2+} + Mg^{2+})] \times 100$ , et a été utilisé comme indicateur de la qualité de l'eau afin de garantir l'adéquation de l'eau à l'irrigation. Si  $MH > 50\%$  indiquant une mauvaise qualité et l'eau n'est pas adaptée à l'irrigation (Rejsek 2002 ; Rodier *et al.*, 2009, Bouaroudj *et al.*, 2019).

### 1.3. Analyse bactériologique

Les analyses microbiologiques qui ont été effectuées sont : le dénombrement des bactéries hétérotrophes, les coliformes totaux, les coliformes fécaux, et des streptocoques fécaux. Les analyses microbiologiques ont été effectuées selon les méthodes standard (APHA, 1999 ; Rodier *et al.*, 2009).

#### 1.3.1. Numérations bactériennes hétérotrophes

Les numérations des bactéries hétérotrophes ont été effectuées par la méthode de la plaque préparée par étalement en utilisant la gélose PCA (Plate Count Agar). Cet examen avait pour objectif la numération non spécifique du plus grand nombre de micro-organismes, en particulier de bactéries se développant dans les conditions aérobies habituelles de culture (quel que soit le milieu utilisé, le développement de l'ensemble des bactéries présentes n'est jamais obtenu). Après agitation de l'échantillon pour remettre en suspension d'une façon homogène les bactéries, une prise d'essai de 0,1 ml est prélevée avec une pipette graduée disposée à la surface de la gélose à l'aide d'un étaleur stérile, où elle est soigneusement répartie sur toute la surface.

Pour les échantillons contenant une charge bactérienne importante, des dilutions ont été pratiquées (de  $10^{-1}$  à  $10^{-3}$ ). La recherche et le dénombrement des germes revivifiables ont été réalisés à deux températures différentes afin de cibler les micro-organismes psychrophiles (incubation à 22°C en 72 heures) et les microorganismes mésophiles (incubation à 36°C en 48 heures). Les résultats ont été exprimés en nombre de micro-organismes revivifiables par ml. Le nombre de colonies compté sur une boîte multiplié par 10 et éventuellement par l'inverse du rapport de dilution, indique le nombre de bactéries aérobies mésophiles contenues dans 1 ml d'échantillon (APHA, 1999 ; Rodier *et al.*, 2009).

### **1.3.2. Dénombrement des germes indicateurs de contamination fécale**

#### **1.3.2.1. Dénombrements des coliformes totaux et des coliformes fécaux**

Les dénombrements des coliformes totaux et des coliformes fécaux ont été effectués par la méthode de filtration sur membrane selon la méthode standard (APHA, 1999). Le dénombrement s'effectue en filtrant 100 ml d'eau à analyser à travers une membrane filtrante (filtrations sur deux membranes différentes) en cellulose (porosité 0.45  $\mu\text{m}$ , 47 mm de diamètre), ensuite chacune des deux membranes est placée sur un milieu gélosé approprié (Géloses lactosées au TTC et Tergitol). Ensuite, ces boîtes sont incubées durant 24 heures ; l'une à 37 °C, l'autre à 44 °C). La lecture des boîtes permet de reconnaître la présence de coliformes par leurs caractéristiques. Les résultats ont été exprimés en unités formatrices de colonies (UFC) par 100 ml d'eau et la reproductibilité de l'analyse a été testée au moyen de triplés.

Une valeur supérieur à 410 *Escherichia coli* /100 ml constitue une menace pour la santé humaine lors de contact primaire avec des eaux de surface (US Environmental Protection Agency (US-EPA), 2012).

#### **1.3.2.2. Dénombrements des streptocoques fécaux**

Pour le groupe des streptocoques fécaux, les dénombrements ont été effectués avec une membrane filtrante sur gélose de Slanetz et Bartley (support nutritif contenant des substances inhibitrices qui laissent se développer préférentiellement les colonies de streptocoques fécaux). Après incubation à 44 °C pendant 48 heures, toutes les colonies rouges, violettes ou roses visibles sur la boîte ont été comptées. Les résultats ont été exprimés en unités formatrices de colonies (UFC) par 100ml d'eau et la reproductibilité de l'analyse a été testée au moyen de

triplés. Une valeur supérieure à 130 entérocoques /100 ml, constituent une menace pour la santé humaine lors de contact primaire avec des eaux de surface (US Environmental Protection Agency (US-EPA), 2012).

#### 1.4. Analyse statistique

Afin de comparer les valeurs de différentes variables (paramètres physico-chimiques de l'eau et charges bactériennes) entre les sites d'étude, les moyennes  $\pm$  écarts types sont calculées à partir des données brutes mensuelles qui ont été considérées comme des réplifications par site.

La variation spatiotemporelle des paramètres physico-chimiques de l'eau et des valeurs de charge bactérienne des germes, CT, CF et SF entre les sites et les mois de l'étude a été testée au moyen d'une ANOVA bidirectionnelle à un niveau de signification  $P \leq 0.05$ .

Lorsque le test d'ANOVA est significatif ( $P \leq 0.05$ ), le test post hoc de Tukey a été appliqué pour distinguer les groupes de sites hétérogènes. Les interrelations entre les paramètres physicochimiques de l'eau ont été analysées à l'aide des tests de corrélation de Pearson. En utilisant le package R " corrplot " (Taiyun et Viliam, 2016),

La matrice de corrélation obtenue a été visualisée dans un seul graphique, dans lequel les coefficients de corrélation ( $r$ ) et les valeurs  $P$  ont été inclus.

Les interrelations entre les densités des groupes bactériens (Germes, CT, CF et SF) ont été étudiées à l'aide de régressions linéaires et de tests de corrélation. Les effets des paramètres mesurés de l'eau sur la variation des charges bactériennes de chacun des quatre groupes de bactéries ont été testés à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (MLG).

Les données sur les charges bactériennes ont été ajustées à une erreur de distribution de Poisson et à une fonction de liaison logarithmique. Le logiciel statistique gratuit R (R Core Team, 2019) a été utilisé pour effectuer toutes les analyses statistiques de la présente étude.

## 2. Inventaire et écologie du peuplement d'oiseaux d'eau dans le Lac Tonga (Nord-est de l'Algérie)

Le dénombrement des espèces aviennes se base sur deux méthodes ; la méthode relative et la méthode absolue. Le choix de l'une des deux méthodes dépend de la taille du site, celle de la population des oiseaux à dénombrer ainsi qu'à l'homogénéité de celle-ci (Schricke, 1982).

## **2.1. Technique d'inventaire utilisée**

Le comptage a été effectué deux fois par mois, mais pour chaque mois, un seul des deux comptages a été pris en considération (un avec le plus grand nombre d'oiseaux pour chaque espèce).

Le dénombrement a été effectué de deux façons : soit un dénombrement individuel si le groupe compte un petit nombre d'individus ne dépassant pas 200 et est situé à une distance proche (moins de 200 mètres), et une estimation visuelle si le groupe est éloigné et/ou si la taille du peuplement est suffisamment grande. Dans ce cas, le champ visuel est divisé en plusieurs bandes ; le nombre d'oiseaux dans une bande moyenne est compté et rapporté autant de fois que de bandes (Tamisier et Dehorter, 1999 ; Elphick, 2008). Cette méthode est la plus couramment utilisée dans les recensements d'oiseaux d'eau (Houhamdi et Samraoui, 2008 ; Merzoug *et al.*, 2015). La marge d'erreur de cette méthode est souvent estimée entre 05 et 10% chez les professionnels (Lamotte et Bourliere, 1969).

## **2.2. Fréquence d'échantillonnage**

L'étude et le suivi de la phénologie des populations d'oiseaux d'eau du lac Tonga ont été réalisés durant 12 mois de septembre 2017 à août 2018 à l'aide d'un télescope ornithologique KonuSpot-100 20-60x100 monté sur un trépied, une paire de jumelle et un véhicule tout terrain.

## **2.3. Choix de la répartition spéciale des sites d'observations**

Neuf sites d'observation fixes ont été sélectionnés. La répartition spatiale des sites d'échantillonnage a été choisie essentiellement sur la base de deux critères : leur vue dégagée et la couverture de l'ensemble du site (annexe S3).

## **2.4. Evaluation de la biodiversité**

Plusieurs descripteurs écologiques ont été estimés afin de caractériser le peuplement avien du lac : la richesse spécifique, l'abondance, les indices de diversité et d'équitabilité.

### **2.4.1. Richesse spécifique**

C'est le nombre d'espèces observées au moins une fois au terme de N relevés (Blondel, 1975).

### 2.4.2. Indice de diversité de Shannon

L'indice de diversité de Shannon et Weaver ( $H'$ ), permet de mesurer le degré de complexité d'un peuplement, plus il est élevé, plus il correspond à un peuplement composé d'un grand nombre d'espèces avec une faible représentativité (Magurran, 2004). Une faible valeur de cet indice est synonyme : soit d'un peuplement composé par un nombre réduit d'espèces pour un grand nombre d'individus, soit à un peuplement dominé par une espèce. Cet indice s'exprime comme suit :

$$H' = - \sum ((N_i / N) * \log_2 (N_i / N))$$

$N_i$  : nombre d'individus d'une espèce donnée,  $i$  allant de 1 à  $S$  (nombre total d'espèces).

$N$  : nombre total d'individus.

### 2.4.3. Indice d'équitabilité

L'indice d'équitabilité ( $E$ ) explique mieux l'équilibre des populations. Il permet d'apprécier les déséquilibres que l'indice de diversité de Shannon ne peut pas estimer (Daget, 1979). Il tend vers zéro, lorsqu'une espèce domine largement le peuplement et est égal à l'unité lorsque toutes les espèces ont la même abondance. L'évolution temporelle de l'indice d'équitabilité exprime de façon plus intéressante l'évolution de la structure du peuplement (Legendre et Legendre, 1979). Cet indice s'exprime par la formule suivante :  $E = H' / H' \max$  où  $H' \max = \log_2 (S)$

$H'$  = Indice de diversité.

$S$  = Richesse spécifique

### 2.4.4. Fréquence

La fréquence est le rapport exprimé en pourcentage du nombre de prélèvement où se trouve l'espèce sur le nombre total des prélèvements effectués.

$$F = (P_i \times 100) / P$$

$F$  = Fréquence de l'espèce.

$P_i$  = Nombre de prélèvement où se trouve l'espèce

$P$  = Nombre total des prélèvements.

### **3. Sélection des sites de nidification et écologie de la reproduction du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) au Lac Tonga**

#### **3.1. Suivi de la biologie de la reproduction**

Le suivi de la biologie de la nidification du Fuligule nyroca au lac Tonga a été effectué pendant toute la période de reproduction entre avril et la mi-juillet pour deux saisons de reproduction consécutives, 2016 et 2017. Des relevés ont été réalisés chaque semaine afin d'assurer un suivi régulier de la chronologie de la ponte, tout en minimisant le temps passé à proximité des nids.

##### **3.1.1. Recherche et localisations des nids**

Les nids ont été détectés et localisés à la suite de prospections des formations végétales du lac : (i) aulnaie au nord du marais, (ii) héliophytes à l'est, (iii) radeaux de végétation flottante au centre du plan d'eau.

##### **3.1.2. Caractéristiques des nids**

La position de chaque nid actif a été enregistrée par GPS en enregistrant les paramètres suivants : les diamètres interne et externe, la profondeur du nid, la hauteur de chaque nid. Le niveau d'eau sous le nid, distance verticale de ce dernier par rapport à la surface de l'eau, la distance horizontale entre le nid et l'eau libre, la distance la plus proche entre le nid et la rive du lac. De plus, la superficie du nid (NA) a été calculée selon la formule  $NA = (\pi/4) \times D^2$  : où  $\pi=3,14$  et  $D$  est la moyenne des diamètres interne et externe du nid.

##### **3.1.3. Emplacement et couverture végétale**

La hauteur et la densité moyennes (% du couvert) de la végétation entourant le nid ont été déterminées. La hauteur de la végétation a été mesurée avec un mètre ruban à lame d'acier graduée rétractable et la densité de la végétation qui entoure chaque nid a été estimé dans une surface de (2 m×2 m). L'emplacement de chaque nid au sein de la plate-forme de végétation sur laquelle il a été construit, a été enregistré avec deux variantes : des nids avec une position centrale ou des nids périphériques.

### 3.1.4. Distances inter-nids et densité conspécifique

La distance entre le nid et le nid conspécifique le plus proche a été mesurée. La densité conspécifique des nids a été déterminée en comptant le nombre de nids dans un cercle de 10 m de rayon avec le nid en question comme centre de ce cercle (Sénéchal *et al.*, 2008).

### 3.1.5. Date du début de ponte

La date de la première ponte a été rétrocalculée à partir de la première observation du nombre d'œufs dans le nid à raison d'un œuf pondu par jour.

### 3.1.6. Taille de ponte

La taille de ponte : les pontes complètes ont été définies pour correspondre au moment où le nombre d'œufs ne change pas entre deux visites successives du nid.

### 3.1.7. Mensurations des œufs

La longueur (L) et la largeur (B) des œufs ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse au centième de millimètre près et le poids de l'œuf a été déterminé au centième de gramme à l'aide d'une balance de terrain.

### 3.1.8. Volume des œufs

Le volume des œufs (EV) a été calculé selon la formule :  $EV = 0,000509 \times L \times B^2$  (Hoyt, 1979).

### 3.1.9. Indice de forme des œufs

L'indice de forme de l'œuf (SI) a été calculé selon la formule suivante :  $SI = B/L \times 100$  (Anderson *et al.*, 2004).

### 3.1.10. Parasitisme des nids

Le parasitisme conspécifique des nids a été vérifié selon la règle de la ponte d'un œuf par jour et la présence d'œufs nouvellement ajoutés après l'achèvement de la ponte (Jamieson *et al.*, 2000). Les nids parasités par d'autres oiseaux aquatiques (Parasitisme interspécifique) ont été également enregistrés.

### 3.1.11. Taux d'éclosion et succès de reproduction

La date d'éclosion a été déterminée et en raison du caractère nidifuge des canetons du Fuligule nyroca, le succès de reproduction a été estimé par le nombre d'œufs éclos observés lors du dernier relevé (semaine) avant la fin du nid. Le statut du nid a été enregistré comme suit : (i) couvées réussies : avec au moins un œuf éclos, (ii) nids abandonnés, qui sont considérés comme désertés lorsque aucune activité n'est observée (c.-à-d. aucun œuf supplémentaire pondu) ou que la couvée est restée non chauffée dans le nid pendant au moins trois jours consécutifs, et (iii) nids prédatés : si la totalité du contenu du nid a montré des signes de prédation.

### 3.2. Analyse statistique

Premièrement, les statistiques descriptives, données sous forme de moyenne arithmétique, d'erreur-type, de la moyenne (MEB) et d'intervalle (minimum-maximum), résumaient chaque paramètre mesuré en compilant les ensembles de données recueillis au cours de l'enquête actuelle. Ces statistiques ont été résumées en fonction des positions de nid " centrale/périphérique " par rapport à la plate-forme de végétation de nidification et aux années de reproduction " 2016/2017 " pour tous les paramètres décrivant les caractéristiques des nids, les mesures des œufs, la taille des pontes et le succès d'éclosion.

Deuxièmement, les effets des caractéristiques des œufs et des caractéristiques du micro et macro-habitat des nids et du site de nidification sur la variation de la taille des pontes et du succès de reproduction ont été testés à l'aide de modèles linéaires généralisés (GLM) avec erreur de distribution de Poisson et lien Log : (i) le premier GLM a testé les effets des caractéristiques des œufs sur la taille de la ponte avec le volume, l'indice de forme et le poids des œufs comme variables explicatives ; (ii) le deuxième modèle étudiant les effets des caractéristiques des nids et des sites de nidification sur la taille de la ponte comprenait les caractéristiques du micro-habitat (surface du nid, profondeur du nid, hauteur de la nidification et hauteur de la végétation) et les paramètres du macro-habitat (distance entre les nids conspécifique, profondeur de l'eau sous le nid et distances par rapport à l'eau et à la terre ferme (rives du lac). Toutes ces variables ont été testées en interaction avec les années de reproduction et l'emplacement des nids ; (iii) afin de vérifier si la taille des pontes dépend de la population, la densité des nids conspécifiques dans un rayon de 10 m a été utilisée comme variable explicative à l'aide d'un GLM ; (iv) un autre GLM (erreur gaussienne avec lien d'identité) a inclus cette dernière variable (i.e. densité des nids conspécifiques) pour expliquer la variation des distances entre les nids du Fuligule nyroca ; et (v) un GLM plus complexe a permis de tester les effets des dimensions des nids, y

compris l'emplacement des nids et les caractéristiques du site de nidification, la taille de la ponte, la densité des nids conspécifiques, les années de reproduction et la date de ponte sur la variation du succès de reproduction des Fuligules nyroca nicheurs au lac Tonga.

Le nombre d'œufs éclos par nid, appelé " succès d'éclosion ", a été utilisé comme substitut pour quantifier le succès de nidification, appelé " succès de reproduction " parce que l'espèce étudiée est nidifuge. En conséquence, ce dernier GLM a été ajusté à une distribution de Poisson au lieu d'un modèle binomial qui quantifie mal le succès de reproduction car il considère les nids comme réussis ou échoués (0/1) (Fouzari *et al.*, 2015 ; Djelailia *et al.*, 2018). Les interactions de la taille des pontes et de la densité des nids conspécifiques avec d'autres paramètres ont été incluses dans le modèle final. Tous les tests statistiques ont été réalisés à l'aide du logiciel statistique R (R Core Team, 2019).

# Résultats & discussion

---

## 1. Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface du Lac Tonga

### 1.1. Modèles spatiotemporels des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les valeurs spatiales et mensuelles (moyennes  $\pm$  SD) des paramètres physico-chimiques de l'eau échantillonnée au Lac Tonga sont présentées par la figure 9 et le tableau 4. La station 1 du lac (S1) a un pH moyen de  $7.2 \pm 0.2$  (Intervalle : 7.02-7.66), une turbidité de  $9.6 \pm 1.5$  NTU (Intervalle : 8.62-12.33), une teneur en oxygène dissous (OD) de  $0.70 \pm 0.15$  mg/L (Intervalle : 0.42-0.86), une conductivité électrique (CE) de  $1747.3 \pm 595.9$   $\mu$ S/cm (Intervalle : 1024-2354) et une matière en suspension (MSS) de  $12.2 \pm 0.6$  mg/L (Intervalle : 11.45-13). La moyenne des résidus secs était de  $1183.6 \pm 83.2$  mg/L (Intervalle : 1087.7-1324.6).  $\text{NO}_3^-$  de  $17.5 \pm 8.8$  mg/L (Intervalle: 9.77-33),  $\text{NO}_2^-$  de  $0.89 \pm 0.22$  mg/L (Intervalle : 0.55-1.20),  $\text{NH}_4^+$  de  $2.25 \pm 1.21$  mg/L (Intervalle : 1.20-4.50),  $\text{PO}_4^{3-}$  de  $3.2 \pm 2.6$  mg/L (Intervalle : 1.30-6.66),  $\text{Ca}^{2+}$  :  $82.0 \pm 3.9$  mg/L (Intervalle : 78.02-86.77),  $\text{Mg}^{2+}$  de  $111.8 \pm 70.9$  mg/L (Intervalle : 39.87-192.25), Indice de risque pour le magnésium "MH en %" est de  $52.6 \pm 16.9\%$  (Intervalle: 31.5-71),  $\text{Cl}^-$  de  $688.7 \pm 565.9$  mg/L (Intervalle : 182-1425),  $\text{K}^+$  :  $71.7 \pm 16.1$  mg/L (Intervalle : 51-8),  $\text{SO}_4^{2-}$  :  $144.0 \pm 34.9$  mg/L (Intervalle : 110-210),  $\text{DBO}_5$  de  $3.8 \pm 0.4$  mg  $\text{O}_2$ /L (Intervalle : 3.3-4.3) et une dureté totale de :  $59.9 \pm 6.6$  °F (Intervalle : 54.66-68.66) (Fig. 9).

À la deuxième station du lac (S2), l'eau a enregistré les valeurs suivantes : Un pH de  $7.1 \pm 0.1$  (Intervalle: 7.03-7.21), une turbidité moyenne de  $8.2 \pm 0.9$  NTU (Intervalle : 7.02-8.96), une teneur en oxygène dissous (OD) de :  $0.63 \pm 0.09$  mg/L (Intervalle : 0.53-0.77), une conductivité électrique (CE) de  $1207.6 \pm 58.3$   $\mu$ S/cm (Intervalle: 1132.55-1266.74), et une teneur en matière en suspension (MSS) de  $11.8 \pm 0.8$  mg/L (Intervalle : 10.52-12.33), une teneur en résidus secs de  $1198.6 \pm 57.5$  mg/L (Intervalle : 1113.4-1238.4).  $\text{NO}_3^-$  de  $13.3 \pm 0.6$  mg/L (Intervalle : 12.22-14.01),  $\text{NO}_2^-$  de  $0.83 \pm 0.39$  mg/L (Intervalle : 0.33-1.52),  $\text{NH}_4^+$  de  $3.08 \pm 0.46$  mg/L (Intervalle : 2.40-3.50),  $\text{PO}_4^{3-}$  :  $7.2 \pm 0,9$  mg/L (Intervalle : 6.30-8.66),  $\text{Ca}^{2+}$  de  $77.9 \pm 11.1$  mg/L (Intervalle : 56.88-87.52),  $\text{Mg}^{2+}$  de  $99.8 \pm 66.1$  mg/L (Intervalle : 46.25-193.33), un Indice de risque pour le magnésium "MH en %" est de  $52.0 \pm 14.1\%$  (Intervalle : 36.86-71.09),  $\text{Cl}^-$  de :  $561.8 \pm 447.9$  mg/L (Intervalle: 154-1021),  $\text{K}^+$  :  $81.3 \pm 3.7$  mg/L (Intervalle : 78-88),  $\text{SO}_4^{2-}$  :  $144.0 \pm 46.1$  mg/L (Intervalle : 102-220),  $\text{DBO}_5$  :  $4.6 \pm 0.8$  mg  $\text{O}_2$ /L (Intervalle : 3.5-5.3) et une dureté totale de  $54.8 \pm 9.3$  °F (Intervalle : 45.55-69.75) (Fig. 9).

Enfin, les valeurs des paramètres de l'eau caractérisant la troisième station (S3) étaient les suivantes : un pH de :  $7.3 \pm 0.3$  (Intervalle : 7.05-7.66), une turbidité de :  $10.9 \pm 0.8$  NTU (Intervalle: 10.22-12.34), une teneur en oxygène dissous (OD) de :  $0.76 \pm 0.08$  mg/L (Intervalle

: 0.60-0.82), une conductivité électrique (CE) de : 1184.4±78.4 µS/cm (Intervalle : 1064.22-1266.89), une teneur en matière en suspension (MSS) de : 11.4±0,5 mg/L (Intervalle : 10.66-12.03), les résidus secs de : 1119.2±39.6 mg/L (Intervalle : 1082.7-1175.7), NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : 12.4±1.1 mg/L (Intervalle : 11.38-14.33), NO<sub>2</sub><sup>-</sup> : 0.74±0.05 mg/L (Intervalle : 0.67-0.81), NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : 2.53±0.26 mg/L (Intervalle : 2.33-3.02), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> : 7.0±0.2 mg/L (Intervalle : 6.84-7.24), Ca<sup>2+</sup> : 67.3±6.6 mg/L (Intervalle : 60.54-75.55), Mg<sup>2+</sup> : 109.8±36.1 mg/L (Intervalle : 84.65-165.55), Un Indice de risque pour le magnésium "MH en %" de : 61.0±5.7% (Intervalle : 55-69.92), Cl<sup>-</sup> : 591.7±371.3 mg/L (Intervalle : 185-998), K<sup>+</sup> : 81.5±2.6 mg/L (Intervalle : 78-85), SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> : 158.2±26.3 mg/L (Intervalle : 133-194), DBO<sub>5</sub> : 4.6±0.8 mg O<sub>2</sub>/L (Intervalle : 3.5-5.3) et la dureté : 60.3±6.5 °F (Intervalle : 54.33-68.22) (Fig. 9).

Malgré les variations temporelles observées dans les paramètres physico-chimiques du lac, la différence reste statistiquement non significative ( $P>0.05$ ), sauf pour les chlorures ( $P<0.001$ ), les résidus secs ( $P=0.029$ ) et la teneur en matière organique ( $P=0.017$ ) (Tab. 4).

En revanche, Le facteur station n'a affecté que les paramètres suivants : turbidité ( $P=0.002$ ), CE ( $P=0.021$ ), résidus secs ( $P=0.025$ ), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ( $P=0.003$ ), Ca<sup>2+</sup> ( $P=0.0143$ ) et DBO<sub>5</sub> ( $P=0.013$ ). L'effet combiné (station + mois) a été observé exclusivement sur les résidus secs ( $P=0.017$ ), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ( $P=0.042$ ), Cl<sup>-</sup> ( $P<0.001$ ) et DBO<sub>5</sub> ( $P=0.009$ ) (Tab. 5).

**Tableau 4.** Statistiques descriptives (moyenne ± SD et Intervalle [min-max]) des paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés au lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. La lettre de souscription associée aux moyennes incarne les tests HSD de Tukey (les différentes lettres sont significativement différentes à  $P \leq 0.05$ ).

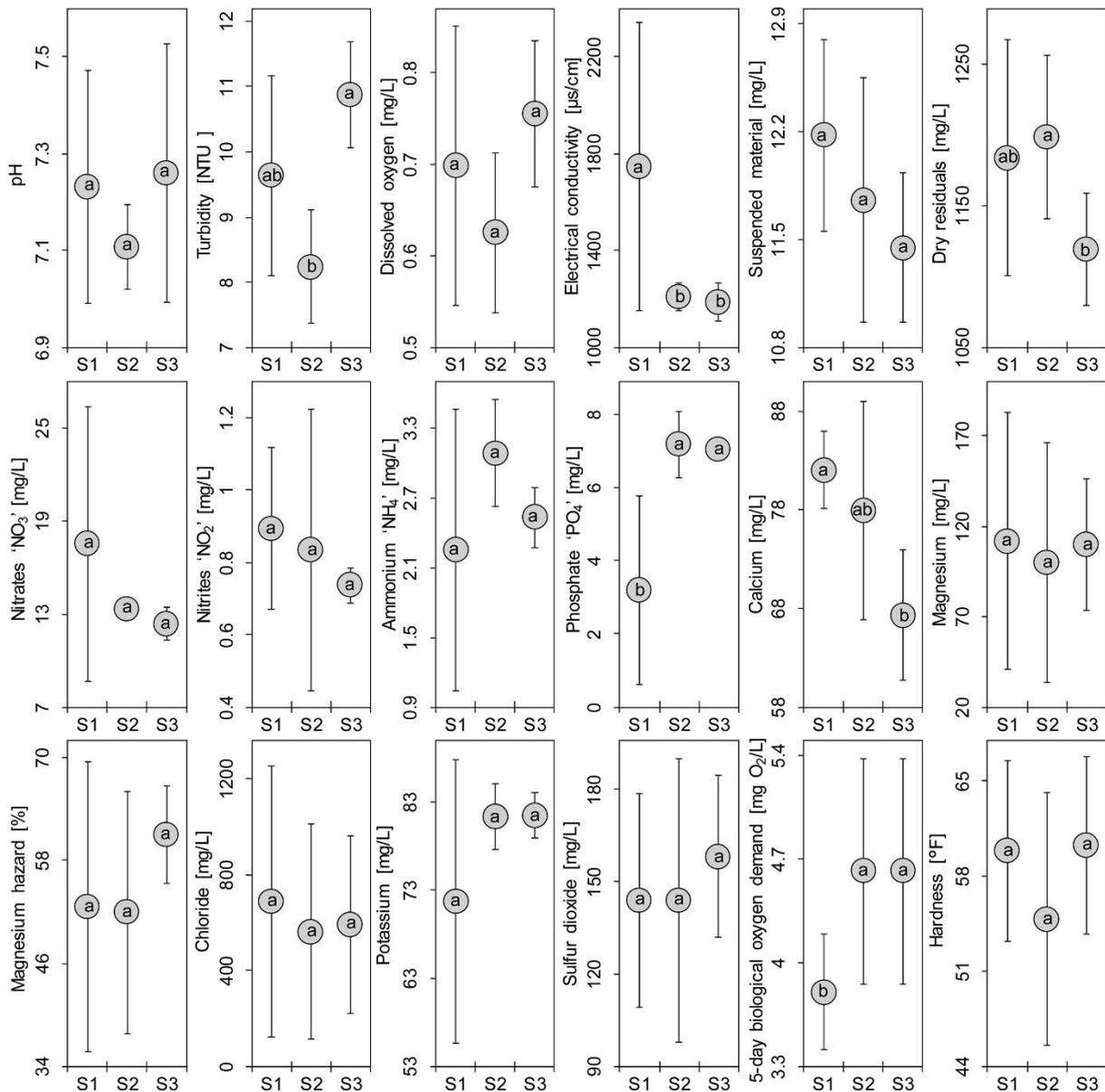
Paramètre de l'eau	Mois : Moyenne ± SD [min-max]						
	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Global
pH	7.11±0.09 <sup>a</sup> [7.03–7.21]	7.15±0.06 <sup>a</sup> [7.11–7.21]	7.06±0.06 <sup>a</sup> [7.02–7.12]	7.07±0.06 <sup>a</sup> [7.03–7.14]	7.41±0.33 <sup>a</sup> [7.04–7.66]	7.4±0.23 <sup>a</sup> [7.21–7.66]	7.2±0.21 [7.02–7.66]
Turbidité [NTU]	10.54±1.69 <sup>a</sup> [8.96–12.33]	10.62±1.74 <sup>a</sup> [8.87–12.34]	9.17±0.91 <sup>a</sup> [8.62–10.22]	9.37±1.1 <sup>a</sup> [8.67–10.64]	8.77±1.61 <sup>a</sup> [7.22–10.44]	9.04±2.17 <sup>a</sup> [7.02–11.33]	9.58±1.53 [7.02–12.34]

**Tableau 4. Suite.** Statistiques descriptives (moyenne  $\pm$  SD et Intervalle [min-max]) des paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. La lettre de souscription associée aux moyennes incarne les tests HSD de Tukey (les différentes lettres sont significativement différentes à  $P \leq 0.05$ ).

Paramètre de l'eau	Mois : Moyenne $\pm$ SD [min-max]						
	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Global
Oxygène dissous [mg/L]	0.73 $\pm$ 0.09 <sup>a</sup> [0.63–0.78]	0.7 $\pm$ 0.06 <sup>a</sup> [0.66–0.77]	0.66 $\pm$ 0.17 <sup>a</sup> [0.53–0.86]	0.68 $\pm$ 0.14 <sup>a</sup> [0.54–0.81]	0.71 $\pm$ 0.08 <sup>a</sup> [0.62–0.77]	0.67 $\pm$ 0.22 <sup>a</sup> [0.42–0.82]	0.69 $\pm$ 0.12 [0.42–0.86]
Conductivité électrique [ $\mu$ s/cm]	1106 $\pm$ 109 <sup>a</sup> [1024–1230]	1097 $\pm$ 56 <sup>a</sup> [1033–1135]	1459 $\pm$ 361 <sup>a</sup> [1235–1876]	1428 $\pm$ 378 <sup>a</sup> [1177–1863]	1604 $\pm$ 632 <sup>a</sup> [1237–2334]	1584 $\pm$ 670 <sup>a</sup> [1133–2354]	1380 $\pm$ 423 [1024–2354]
Matières en suspension [mg/L]	11.4 $\pm$ 0.69 <sup>a</sup> [10.66–12.02]	11.23 $\pm$ 0.23 <sup>a</sup> [11–11.45]	11.7 $\pm$ 1.05 <sup>a</sup> [10.52–12.54]	12.07 $\pm$ 0.65 <sup>a</sup> [11.33–12.55]	12.04 $\pm$ 0.28 <sup>a</sup> [11.78–12.33]	12.32 $\pm$ 0.68 <sup>a</sup> [11.64–13]	11.79 $\pm$ 0.68 [10.52–13]
Résidus sec [mg/L]	1095 $\pm$ 17 <sup>b</sup> [1083–1113]	1160 $\pm$ 68 <sup>ab</sup> [1102–1235]	1121 $\pm$ 28 <sup>ab</sup> [1089–1137]	1199 $\pm$ 31 <sup>ab</sup> [1176–1234]	1207 $\pm$ 39 <sup>ab</sup> [1162–1235]	1222 $\pm$ 111 <sup>a</sup> [1104–1325]	1167 $\pm$ 69 [1083–1325]
Nitrates 'NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ' [mg/L]	12.4 $\pm$ 0.8 <sup>a</sup> [11.55–13.2]	12.7 $\pm$ 0.7 <sup>a</sup> [12.22–13.44]	12.4 $\pm$ 2.4 <sup>a</sup> [9.77–14.33]	13 $\pm$ 1.4 <sup>a</sup> [11.38–14.01]	19.6 $\pm$ 11.6 <sup>a</sup> [12.09–33]	16.5 $\pm$ 5.7 <sup>a</sup> [12.66–23]	14.4 $\pm$ 5.3 [9.77–33]
Nitrites 'NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ' [mg/L]	0.77 $\pm$ 0.18 <sup>a</sup> [0.66–0.97]	0.86 $\pm$ 0.16 <sup>a</sup> [0.71–1.02]	1.04 $\pm$ 0.42 <sup>a</sup> [0.74–1.52]	0.61 $\pm$ 0.24 <sup>a</sup> [0.33–0.77]	0.94 $\pm$ 0.23 <sup>a</sup> [0.77–1.2]	0.72 $\pm$ 0.14 <sup>a</sup> [0.55–0.81]	0.82 $\pm$ 0.25 [0.33–1.52]
Ammonium 'NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ' [mg/L]	2.42 $\pm$ 1.16 <sup>a</sup> [1.2–3.5]	2.31 $\pm$ 1 <sup>a</sup> [1.3–3.3]	2.25 $\pm$ 0.39 <sup>a</sup> [1.8–2.54]	3.37 $\pm$ 1 <sup>a</sup> [2.6–4.5]	2.64 $\pm$ 0.57 <sup>a</sup> [2.3–3.3]	2.74 $\pm$ 0.57 <sup>a</sup> [2.4–3.4]	2.62 $\pm$ 0.8 [1.2–4.5]
Phosphate 'PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ' [mg/L]	5.29 $\pm$ 2.77 <sup>a</sup> [2.1–7.03]	5.5 $\pm$ 3.48 <sup>a</sup> [1.5–7.88]	5.61 $\pm$ 3.84 <sup>a</sup> [1.3–8.66]	5.05 $\pm$ 3.25 <sup>a</sup> [1.3–7]	6.76 $\pm$ 0.32 <sup>a</sup> [6.5–7.12]	6.62 $\pm$ 0.53 <sup>a</sup> [6.3–7.24]	5.81 $\pm$ 2.41 [1.3–8.66]
Calcium [mg/L]	81.8 $\pm$ 9.2 <sup>a</sup> [71.2–87.5]	77.9 $\pm$ 2.1 <sup>a</sup> [75.6–79.6]	76.6 $\pm$ 3.5 <sup>a</sup> [72.6–79.2]	67 $\pm$ 13.8 <sup>a</sup> [56.9–82.8]	77.8 $\pm$ 15 <sup>a</sup> [60.5–86.6]	73.2 $\pm$ 9.3 <sup>a</sup> [62.5–78.7]	75.7 $\pm$ 9.7 [56.9–87.5]
Magnésium [mg/L]	127 $\pm$ 75.6 <sup>a</sup> [39.9–175.6]	130.1 $\pm$ 72.5 <sup>a</sup> [51–193.3]	64.4 $\pm$ 21.9 <sup>a</sup> [46.3–88.8]	94.5 $\pm$ 40.2 <sup>a</sup> [60.2–138.8]	111.6 $\pm$ 69.8 <sup>a</sup> [57.9–190.5]	115.1 $\pm$ 67.6 <sup>a</sup> [65.9–192.3]	107.1 $\pm$ 56.3 [39.9–193.3]
Indice de risque du Magnésium [%]	56 $\pm$ 21.3 <sup>a</sup> [31.5–69.9]	58.7 $\pm$ 17.2 <sup>a</sup> [39.1–71.1]	44.9 $\pm$ 9.2 <sup>a</sup> [36.9–55]	57.4 $\pm$ 5.6 <sup>a</sup> [51.4–62.6]	55.9 $\pm$ 14.6 <sup>a</sup> [40.1–68.8]	58.3 $\pm$ 12.7 <sup>a</sup> [45.6–71]	55.2 $\pm$ 13 [31.5–71.1]
Chloride [mg/L]	174 $\pm$ 16.5 <sup>b</sup> [155–185]	198 $\pm$ 49.1 <sup>b</sup> [154–251]	233 $\pm$ 107.8 <sup>b</sup> [155–356]	899.7 $\pm$ 123 <sup>a</sup> [778–1024]	1042.3 $\pm$ 73.4 <sup>a</sup> [982–1124]	1137.3 $\pm$ 249.2 <sup>a</sup> [989–1425]	614.1 $\pm$ 443.7 [154–1425]
Potassium [mg/L]	81 $\pm$ 2.6 <sup>a</sup> [78–83]	75 $\pm$ 8.9 <sup>a</sup> [65–82]	71.7 $\pm$ 12.7 <sup>a</sup> [57–79]	71.7 $\pm$ 17.9 <sup>a</sup> [51–83]	87 $\pm$ 1.7 <sup>a</sup> [85–88]	82.7 $\pm$ 4 <sup>a</sup> [79–87]	78.2 $\pm$ 10.2 [51–88]
Sulfure dioxyde [mg/L]	160.3 $\pm$ 17.9 <sup>a</sup> [145–180]	183.3 $\pm$ 38.6 <sup>a</sup> [143–220]	139.7 $\pm$ 48.2 <sup>a</sup> [102–194]	128.7 $\pm$ 7.5 <sup>a</sup> [120–133]	125.7 $\pm$ 14 <sup>a</sup> [110–137]	154.7 $\pm$ 50.2 <sup>a</sup> [112–210]	148.7 $\pm$ 35.1 [102–220]
DBO <sub>5</sub> [mg O <sub>2</sub> /L]	3.6 $\pm$ 0.2 <sup>b</sup> [3.5–3.8]	4 $\pm$ 0.2 <sup>ab</sup> [3.7–4.1]	4.9 $\pm$ 0.6 <sup>a</sup> [4.2–5.3]	4.9 $\pm$ 0.5 <sup>a</sup> [4.3–5.2]	4.6 $\pm$ 1.2 <sup>ab</sup> [3.3–5.3]	4 $\pm$ 0.5 <sup>ab</sup> [3.5–4.3]	4.3 $\pm$ 0.7 [3.3–5.3]
Dureté [°F]	59.3 $\pm$ 2.6 <sup>a</sup> [56.3–61.2]	64.6 $\pm$ 7.7 <sup>a</sup> [55.8–69.8]	56 $\pm$ 11.2 <sup>a</sup> [45.6–67.9]	51.9 $\pm$ 5.4 <sup>a</sup> [45.8–55.6]	58.4 $\pm$ 9 <sup>a</sup> [51.8–68.7]	59.8 $\pm$ 7.2 <sup>a</sup> [55.2–68.1]	58.3 $\pm$ 7.6 [45.6–69.8]

**Tableau 5.** Analyses de variance à double sens (ANOVA) testant les variations spatiotemporelles des paramètres physico-chimiques de l'eau du Lac Tonga, au nord-est de l'Algérie.

Variables	Model (Site + Mois)			Site		Mois	
	R <sup>2</sup>	F	P	F	P	F	P
pH	0.631	2.44	0.097	1.42	0.287	2.85	0.075
Turbidité	0.765	4.66	0.015	11.24	0.003	2.03	0.160
Oxygène dissous	0.259	0.50	0.815	1.45	0.281	0.12	0.984
Conductivité électrique	0.652	2.68	0.077	5.76	0.022	1.45	0.288
Matériels en suspension	0.549	1.74	0.207	2.27	0.154	1.52	0.268
Résidus Sec	0.755	4.40	0.018	5.43	0.025	3.99	0.030
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.456	1.20	0.384	1.69	0.234	1.00	0.464
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.403	0.96	0.505	0.57	0.581	1.12	0.410
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.436	1.11	0.428	1.76	0.221	0.84	0.549
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.699	3.31	0.043	10.31	0.004	0.52	0.759
Ca <sup>2+</sup>	0.677	2.99	0.057	6.70	0.014	1.51	0.270
Mg <sup>2+</sup>	0.175	0.30	0.937	0.06	0.947	0.40	0.837
Indice de risque Mg <sup>2+</sup>	0.244	0.46	0.841	0.70	0.522	0.37	0.859
Cl <sup>-</sup>	0.958	32.46	<0.001	1.87	0.204	44.70	<0.001
K <sup>+</sup>	0.553	1.76	0.200	2.39	0.142	1.51	0.269
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.379	0.87	0.558	0.31	0.741	1.10	0.419
DBO <sub>5</sub>	0.789	5.35	0.009	6.88	0.013	4.74	0.018
Dureté	0.385	0.89	0.545	0.91	0.432	0.89	0.524

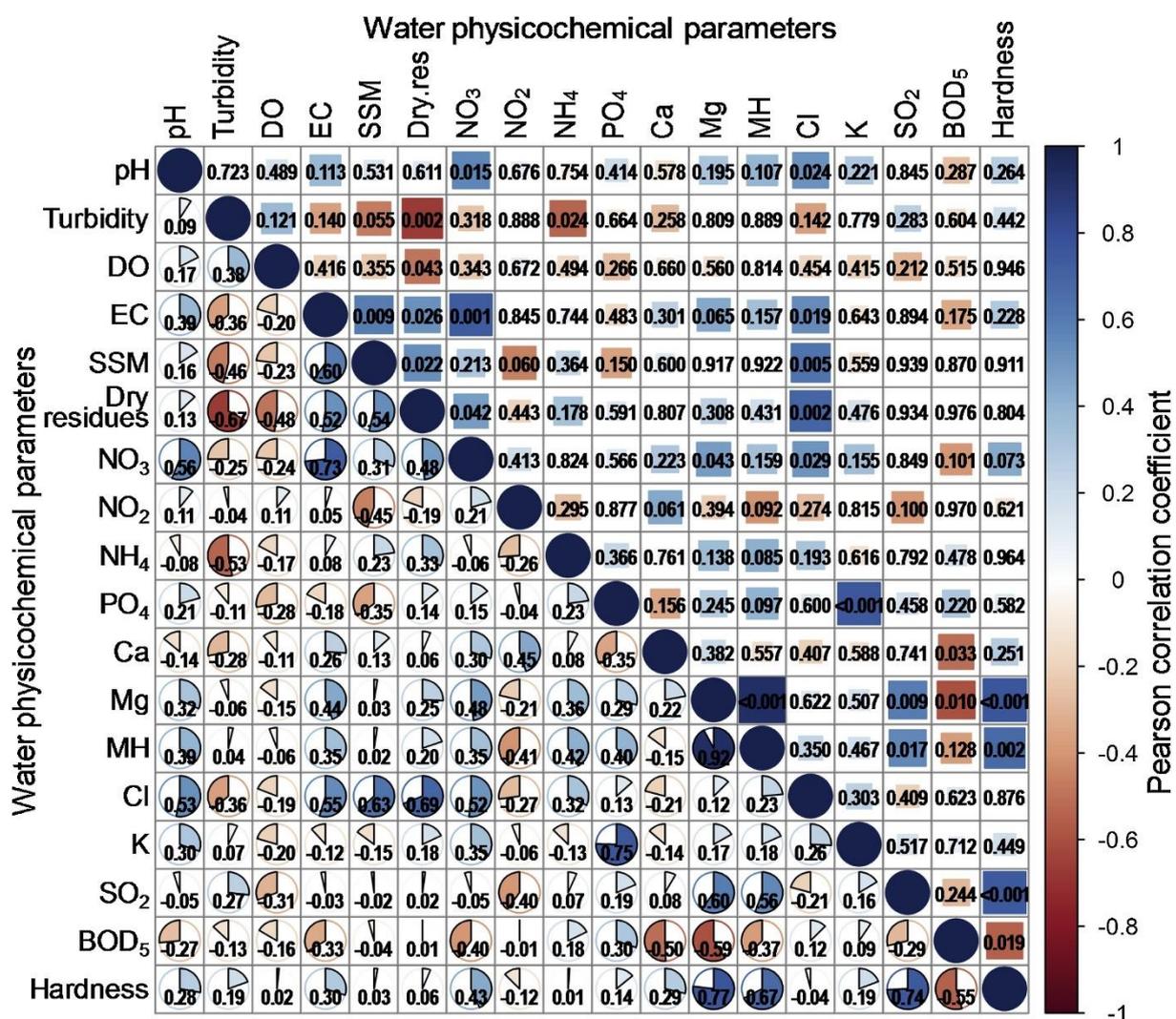


**Figure 9.** Variation spatiale des paramètres physico-chimiques de l'eau collectée à un gradient de profondeur dans les eaux du Lac Tonga, nord-est de l'Algérie. Les valeurs affichées sont la moyenne (cercle gris plein)  $\pm$  l'écart-type (barres verticales) (S1 : eau peu profonde près de la berge du lac, S2 : site d'échantillonnage intermédiaire entre S1 et S3, S3 : eau profonde près du centre du lac).

## 1.2. Relations entre les paramètres physico-chimiques de l'eau

Les relations entre les paramètres physico-chimiques de l'eau du Lac Tonga ont révélé de nombreuses corrélations positives et négatives significatives aux niveaux  $P \leq 0.05$ ,  $P < 0.01$  et  $P < 0.001$  (Fig. 10). Les corrélations positives comprenaient les paires suivantes : pH- $\text{NO}_3^-$  ( $P = 0.015$ ) ; pH- $\text{Cl}^-$  ( $P = 0.024$ ), CE-MSS ( $P = 0.009$ ), résidus secs-CE ( $P = 0.026$ ), CE- $\text{NO}_3^-$  ( $P = 0.001$ ), CE- $\text{Cl}^-$  ( $P = 0.019$ ), résidus secs-MSS ( $P = 0.022$ ), MSS- $\text{Cl}^-$  ( $P = 0.019$ ),

résidus secs-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ( $P = 0.042$ ), les résidus secs-Cl<sup>-</sup> ( $P = 0.002$ ), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Mg<sup>2+</sup> ( $P = 0.043$ ), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Cl<sup>-</sup> ( $P = 0.002$ ), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-K<sup>+</sup> ( $P = 0.000$ ), Mg<sup>2+</sup>-MH ( $P < 0.001$ ), Mg<sup>2+</sup>-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ( $P = 0.009$ ), Mg<sup>2+</sup>-dureté ( $P < 0.001$ ), MH-dureté ( $P = 0.002$ ), MH-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ( $P = 0.017$ ) et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-dureté ( $P < 0.001$ ). En revanche, les corrélations négatives ont affecté les couples : résidus secs-turbidité ( $P = 0.002$ ), turbidité-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ( $P = 0.024$ ), résidus secs - OD ( $P = 0.043$ ), Ca<sup>2+</sup>-DBO<sub>5</sub> ( $P = 0.033$ ), Mg<sup>2+</sup>-DBO<sub>5</sub> ( $P = 0.010$ ) et dureté -DBO<sub>5</sub> ( $P = 0.019$ ) (Fig. 10).



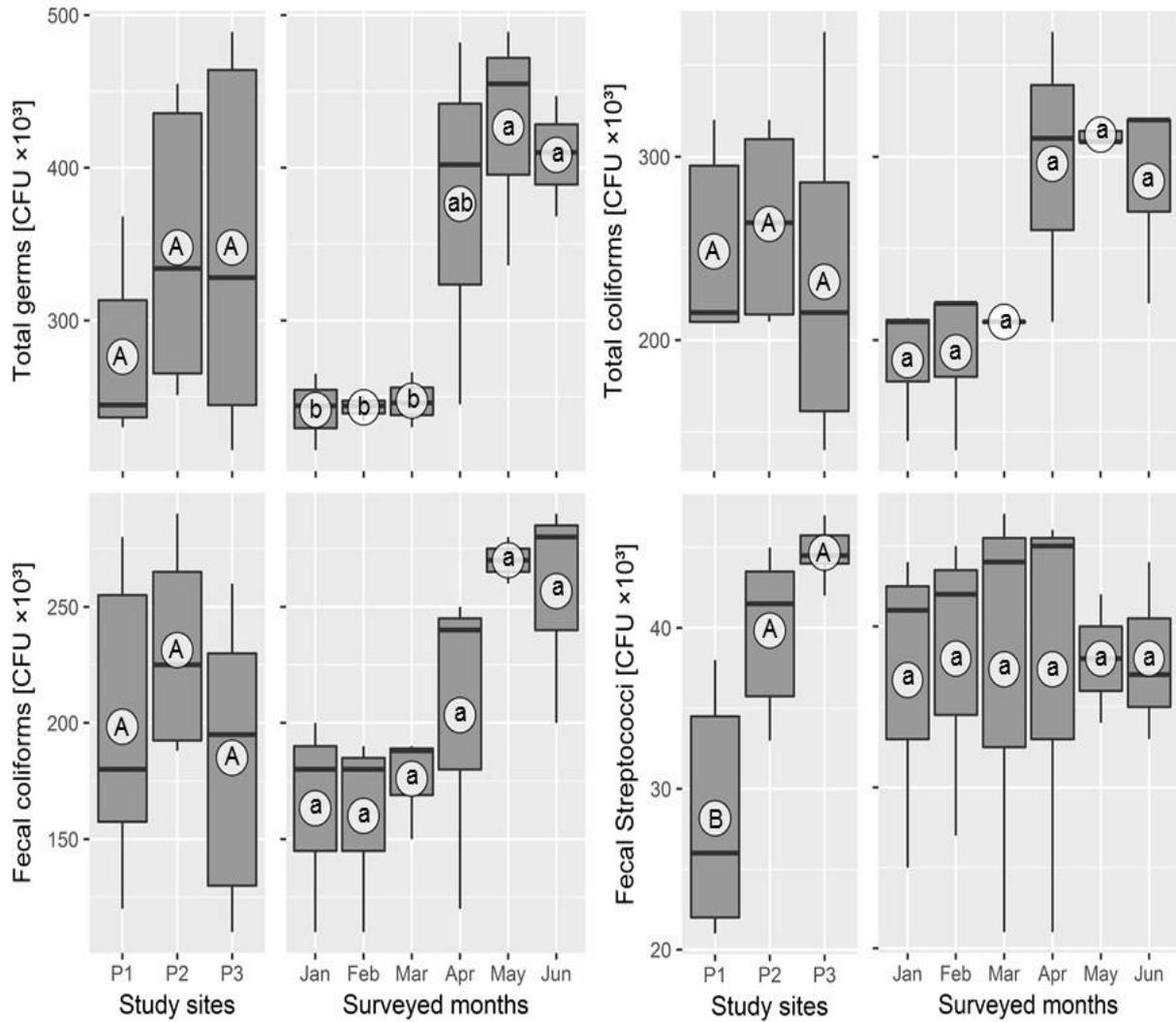
**Figure 10.** Matrice de corrélation montrant les interrelations entre les paramètres physico-chimiques des eaux du Lac Tonga, nord-est de l'Algérie. Les tests de corrélation de Pearson sont donnés sous forme de valeurs de coefficient de corrélation (en dessous de la diagonale) et de valeur  $P$  (au-dessus de la diagonale). L'ombrage et l'intensité des couleurs dans les diagrammes circulaires et les carrés visualisent également les valeurs des coefficients de Pearson.

### 1.3. Variations spatio-temporelles de la charge bactérienne

Les variations de la charge bactérienne dans le lac étudié sont illustrées par la figure 11. La première station (S1) contient une charge totale de bactéries hétérotrophes de  $276.2 \times 10^3 \pm 59.9 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $230 \times 10^3$ - $368 \times 10^3$ ), en coliformes totaux de :  $248.3 \times 10^3 \pm 55.6 \times 10^3$  CFU/ 100 ml (Intervalle :  $210 \times 10^3$ - $320 \times 10^3$ ), en coliformes fécaux de :  $198.3 \times 10^3 \pm 67.1 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $120 \times 10^3$ - $280 \times 10^3$ ) et en streptocoques fécaux de :  $28.2 \times 10^3 \pm 7.6 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $21 \times 10^3$ - $38 \times 10^3$ ). La deuxième station (S2) a révélé une charge microbienne totale de  $347.7 \times 10^3 \pm 97.1 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $251 \times 10^3$ - $455 \times 10^3$ ) ; de CT :  $263.3 \times 10^3 \pm 54.3 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $210 \times 10^3$ - $320 \times 10^3$ ) ; CF :  $231.3 \times 10^3 \pm 44.4 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $188 \times 10^3$ - $290 \times 10^3$ ) et de SF :  $39.8 \times 10^3 \pm 5.19 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $33 \times 10^3$ - $45 \times 10^3$ ). La troisième station (S3) a été caractérisée par une charge bactérienne de  $347.7 \times 10^3 \pm 127 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $215 \times 10^3$ - $489 \times 10^3$ ), de CT :  $231.8 \times 10^3 \pm 90.5 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $140$ - $368$ ), de CF :  $185 \times 10^3 \pm 63.5 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $110 \times 10^3$ - $260 \times 10^3$ ) et de SF :  $44.7 \times 10^3 \pm 1.8 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $42 \times 10^3$ - $47 \times 10^3$ ) (Fig. 11).

Quant à la variation temporelle (Fig. 11), malgré les fluctuations mensuelles entre les différents groupes de bactéries, les minimums sont enregistrés en janvier et les maximums en mai ou juin. Les bactéries hétérotrophes totales, ont présenté une charge de :  $241.3 \times 10^3 \pm 25.1 \times 10^3$  UFC/100 ml en janvier (Intervalle :  $215 \times 10^3$ - $265 \times 10^3$ ), et  $426.7 \times 10^3 \pm 80.3 \times 10^3$  UFC/100 ml en mai (Intervalle :  $368 \times 10^3$ - $447 \times 10^3$ ). Les CT ont montré une charge minimale en janvier avec  $189 \times 10^3 \pm 38.1 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $145 \times 10^3$ - $212 \times 10^3$ ) et un maximum en mai avec  $312 \times 10^3 \pm 6.9 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $308 \times 10^3$ - $320 \times 10^3$ ). Le groupe de CF a révélé un minimum en février :  $160 \times 10^3 \pm 43.6 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $110 \times 10^3$ - $190 \times 10^3$ ), et un maximum en mai :  $270 \times 10^3 \pm 10 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $260 \times 10^3$ - $280 \times 10^3$ ). Enfin, la charge minimale des SF est observée en janvier avec  $36.7 \times 10^3 \pm 10.2 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $25 \times 10^3$ - $44 \times 10^3$ ) et un maximum en mai  $38 \times 10^3 \pm 4 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $34 \times 10^3$ - $42 \times 10^3$ ) et en juin  $38 \times 10^3 \pm 5.6 \times 10^3$  CFU/100 ml (Intervalle :  $33 \times 10^3$ - $44 \times 10^3$ ).

Cependant, une partie des SF qui présente un effet significatif du facteur - site ( $P = 0.004$ ), les ANOVA ont révélé un effet de site non significatif sur les autres groupes testés ( $P > 0.05$ ) (Tab. 6). De plus, un effet temps significatif est observé sur les charges totales ( $P = 0.002$ ), TC ( $P = 0.030$ ) et les CF ( $P = 0.034$ ). L'effet combiné (mois + sites) est déclaré non significatif sur la variation des SF et CT ( $P > 0.05$ ), mais statistiquement significatif sur les variations des BHT ( $P = 0.003$ ) et des FC ( $P = 0.044$ ).



**Figure 11.** Boîtes à moustaches montrant la variation des charges bactériennes (en UFC/100 ml) des bactéries hétérotrophes totales, des coliformes totaux et fécaux, et des streptocoques fécaux mesurées le long d'un gradient de profondeur au Lac Tonga dans le nord-est de l'Algérie. Les mêmes lettres associées aux valeurs moyennes (cercles blancs) ne sont pas significativement différentes à  $P \leq 0.05$  suite aux tests post-hoc de Tukey, qui ont été affichés avec des lettres majuscules et minuscules pour les sites (P1-P3) et les mois, respectivement.

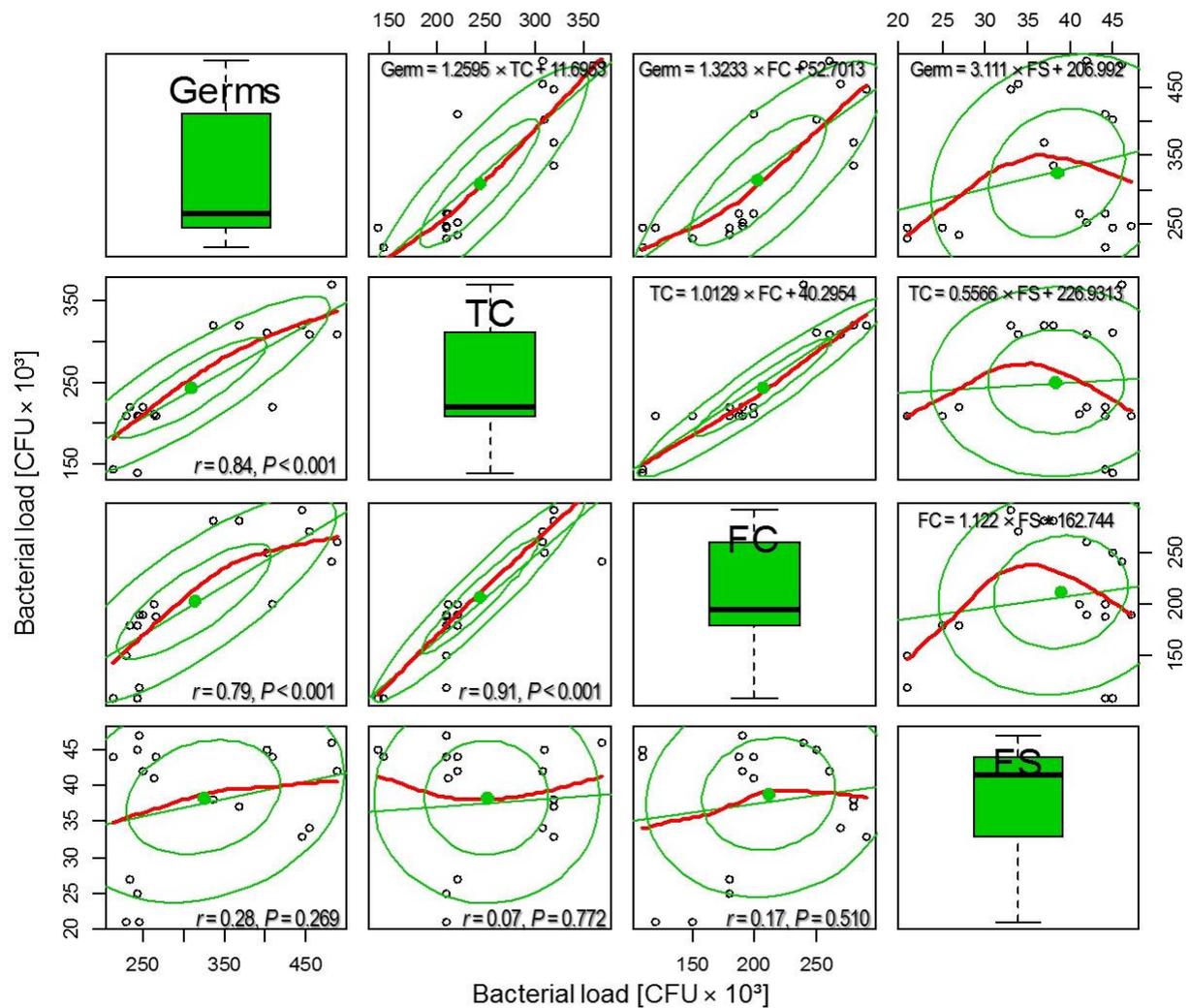
**Tableau 6.** ANOVAs bidirectionnels testant les effets des sites et des mois sur la variation des charges bactériennes de l'eau des bactéries hétérotrophes totales, des coliformes totaux et fécaux et des streptocoques fécaux mesurées dans l'eau du Lac Tonga, au nord-est de l'Algérie, le long d'un gradient de profondeur.

Variables	Df	SS	MS	F	p	Sig.	SS	MS	F	p	Sig.	
		Germes Totaux						Coliformes Totaux				
Sites	2	20449	10225	3.83	0.058	NS	2979	1490	0.63	0.554	NS	
Mois	5	118991	23798	8.91	0.002	**	47425	9485	4.00	0.030	*	
Model	7	139440	19920	7.46	0.003	**	50404	7201	3.03	0.055	NS	
Erreur	10	26714	2671				23732	2373				
Total	17	166155					74137					
		Coliformes Fécaux						Streptocoques Fécaux				
Sites	2	6827	3414	1.90	0.200	NS	863.4	431.7	10.03	0.004	**	
Mois	5	34498	6900	3.84	0.034	*	4.4	0.9	0.02	0.999	NS	
Model	7	41325	5904	3.28	0.044	*	867.9	124.0	2.88	0.063	NS	
Erreur	10	17989	1799				430.6	43.1				
Total	17	59314					1298.4					

(Df : degrés de liberté, SS : carrés de la somme, MS : carrés moyens, F : statistiques F, *p*: valeur *P*, Sig. : signification statistique, \*\* :  $P < 0.01$ , \* :  $P \leq 0.05$ , NS :  $P > 0.05$ ).

#### 1.4. Interrelations entre les groupes de bactéries

La croissance des BHT a été corrélée positivement avec le groupe des CT (régression linéaire :  $BHT = 1.2595 \times TC + 11.6963$ ), des CF (régression linéaire :  $THB = 1.3233FC + 52.7013$ ) et des SF (régression linéaire :  $THB = (3.111 \times FS) + 206.992$ ). La densité de CT était positivement associée à l'augmentation des charges de CF et de SF ( $CT = 1.0129 \times FC + 40.2954$ ,  $TC = (0.5566 \times FS) + 226.9313$ ). Il en va de même pour les CF, où une corrélation positive a été observée, associée à l'augmentation des SF (régression linéaire :  $CF = (1.122 \times FS) + 162.744$ ). Les corrélations positives ont été révélées entre les CT et les BHT ( $r = 0.84$ ,  $P < 0.001$ ), CF-BHT ( $r = 0.79$ ,  $P < 0.001$ ), CF-CT ( $r = 0.91$ ,  $P < 0.001$ ), mais non significatives ( $P > 0.05$ ) entre les SF et les autres groupes (Fig. 12).



**Figure 12.** Matrice de dispersion entre toutes les paires de groupes bactériens (BHT : bactéries hétérotrophes totales, CT : coliformes totaux, CF : coliformes fécaux, et FS : streptocoques fécaux) filtrée dans les eaux du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les courbes rouges sont des lisseurs LOWESS. Les lignes vertes représentent des régressions linéaires avec les équations données en haut des graphiques au-dessus de la diagonale. Les tests de corrélation de Pearson entre la densité des bactéries sont affichés dans les graphiques en dessous de la diagonale où  $r$  = valeur du coefficient de corrélation et  $P$  = valeur  $P$ . Les ellipses vertes représentent les niveaux de concentration de 40 % et 80 % des observations avec le centre en cercle vert plein.

### 1.5. Effets des caractéristiques de l'eau sur les charges bactériennes

Le GLM a révélé que les bactéries réagissent différemment aux paramètres physico-chimiques du Lac Tonga (Tab.7). La diminution du pH, du  $\text{NH}_4^+$ , du  $\text{Ca}^{2+}$  et de la dureté a entraîné une augmentation significative ( $P < 0.001$ ) des BHT, alors que l'OD, la CE, les MSS, les résidus secs, le  $\text{NO}_3^-$ , le  $\text{NO}_2^-$ , le  $\text{PO}_4^{3-}$ , le  $\text{Mg}^{2+}$ , le  $\text{Cl}^-$ , le  $\text{SO}_4^{2-}$  sont positivement corrélés ( $P \leq 0.05$  et  $P < 0.001$ ). Pour les CT, les corrélations sont négativement significatives avec le pH

( $P < 0.001$ ), la turbidité ( $P = 0.004$ ), les résidus secs ( $P < 0.001$ ), le  $\text{NH}_4^+$  ( $P < 0.001$ ), le  $\text{Ca}^{2+}$  ( $P < 0.001$ ), la  $\text{DBO}_5$  ( $P = 0.014$ ) et la dureté ( $P < 0.001$ ), mais positivement corrélées ( $P < 0.001$ ) avec l'OD, la CE, les MSS, le  $\text{NO}_3^-$ , le  $\text{NO}_2^-$ , le  $\text{Mg}^{2+}$ , le  $\text{Cl}^-$  et le  $\text{SO}_4^{2-}$ . En outre, pour le groupe des CF, l'augmentation a été corrélée avec le  $\text{K}^+$  ( $P < 0.001$ ). Comme le montre le tableau 7, la population de SF augmente avec l'augmentation des concentrations de  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $P < 0.001$ ), avec une corrélation non significative avec la turbidité ( $P = 0.097$ ).

**Tableau 7.** Modèles linéaires généralisés (distribution de Poisson et lien logarithmique) testant les effets des paramètres physico-chimiques de l'eau sur la variation des charges bactériennes des bactéries hétérotrophes totales (BHT), des coliformes totaux (CT), des coliformes fécaux (CF) et des streptocoques fécaux (SF) mesurés dans les eaux du lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les paramètres de GLM ont été sélectionnés en utilisant la procédure par étapes "avant/arrière" basée sur le score le plus bas du critère d'information d'Akaike (AIC).

BET	Est.	SE	z-value	P	Sig.
(Intercept)	8.92	1.722	5.18	<0.001	***
pH	-2.38	0.486	-4.9	<0.001	***
DO	2.55	0.379	6.73	<0.001	***
EC	-0.00	0.000	-5.3	<0.001	***
SSM	1.52	0.291	5.22	<0.001	***
Dry.res	-0.00	0.001	-2.13	0.033	*
$\text{NO}_3^-$	0.03	0.012	2.8	0.005	**
$\text{NO}_2^-$	3.74	0.733	5.1	<0.001	***
$\text{NH}_4^+$	-0.41	0.091	-4.47	<0.001	***
$\text{PO}_4^{3-}$	0.05	0.011	4.34	<0.001	***
$\text{Ca}^{2+}$	-0.05	0.01	-4.96	<0.001	***
$\text{Mg}^{2+}$	0.02	0.004	4.5	<0.001	***
$\text{Cl}^-$	0.00	0.000	6.36	<0.001	***
$\text{SO}_4^{2-}$	0.01	0.002	4.07	<0.001	***
Dureté	-0.07	0.012	-5.86	<0.001	***

CF	Est.	SE	z-value	P	Sig.
(Intercept)	2.61	1.083	2.41	0.016	*
pH	-1.08	0.319	-3.38	<0.001	***
Turbidité	-0.1	0.031	-3.38	<0.001	***
CE	-0.00	0.000	-4.66	<0.001	***
MSS	1.09	0.238	4.6	<0.001	***
$\text{NO}_2^-$	3.14	0.598	5.26	<0.001	***
$\text{PO}_4^{3-}$	-0.14	0.027	-5.05	<0.001	***
$\text{Ca}^{2+}$	-0.07	0.011	-6.27	<0.001	***
$\text{Mg}^{2+}$	0.01	0.002	4.02	<0.001	***
$\text{K}^+$	0.04	0.005	9.74	<0.001	***
$\text{SO}_4^{2-}$	0.00	0.001	1.42	0.157	NS
$\text{DBO}_5$	-0.18	0.061	-2.89	0.004	**
Dureté	-0.01	0.006	-1.58	0.113	NS

CT	Est.	SE	z-value	P	Sig.
(Intercept)	24.25	4.559	5.32	<0.001	***
pH	-5.65	0.881	-6.41	<0.001	***
Turbidité	-0.13	0.046	-2.87	0.004	**
OD	4.32	0.566	7.64	<0.001	***
CE	-0.00	0.001	-6.6	<0.001	***
MSS	3.12	0.471	6.61	<0.001	***
Résidus sec	-0.01	0.002	-3.81	<0.001	***
$\text{NO}_3^-$	0.11	0.017	6.63	<0.001	***
$\text{NO}_2^-$	8.4	1.281	6.56	<0.001	***
$\text{NH}_4^+$	-0.77	0.144	-5.35	<0.001	***
$\text{PO}_4^{3-}$	-0.03	0.018	-1.66	0.097	NS
$\text{Ca}^{2+}$	-0.13	0.02	-6.61	<0.001	***
$\text{Mg}^{2+}$	0.04	0.006	6.01	<0.001	***
$\text{Cl}^-$	0.00	0.000	5.57	<0.001	***
$\text{SO}_4^{2-}$	0.02	0.004	5.9	<0.001	***
$\text{DBO}_5$	-0.17	0.071	-2.45	0.014	*
Dureté	-0.14	0.019	-7.25	<0.001	***

SF	Est.	SE	z-value	P	Sig.
(Intercept)	2.57	0.293	8.77	<0.001	***
$\text{PO}_4^{3-}$	0.11	0.019	5.47	<0.001	***
Turbidité	0.04	0.026	1.66	0.097	NS

( $\Delta\text{AIC}$  = différence d'AIC entre le GLM complet (voir annexe S4) et le modèle simplifié avec l'AIC le plus faible basé sur une procédure de sélection par étapes "en arrière/en avant", SE : erreur standard, Z : statistiques z, P : valeur P, Sig : signification statistique, \*\*\* :  $P < 0.001$ , \*\* :  $P < 0.01$ , \* :  $P \leq 0.05$ , NS :  $P > 0.05$ ).

## 1.6. Discussion

### 1.6.1. Propriétés physicochimiques des eaux du lac

Les tendances spatio-temporelles de presque tous les paramètres physico-chimiques mesurés dans l'eau du Lac Tonga ont révélé des variations insignifiantes aussi bien pour les facteurs "Station" que "Temps". Toutefois, une exception a été signalée pour la turbidité, la CE, les résidus secs, le  $\text{PO}_4^{3-}$ , le calcium et la  $\text{DBO}_5$  parmi les stations d'échantillonnage, ainsi que la concentration de chlorures, des résidus secs et la  $\text{DBO}_5$  pour les mois.

Le pH ou le logarithme négatif de la concentration en ions hydrogène est une variable maîtresse de la qualité de l'eau car l'ion hydrogène influence de nombreuses réactions (Boyd, 2020). La majorité des eaux de surface ont un pH compris entre 6.5 et 9 (Journal Officiel de la République Algérienne (JORA, 2011), ce qui est dû au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (Rodier *et al.*, 2009). Les résultats indiquent que le pH du Lac Tonga est en moyenne de 7.2, inclus dans l'intervalle de (6.5-8.5) établie par l'OMS (2017), ce qui reflète un environnement neutre à légèrement alcalin. Cela permet le développement d'une aquaculture optimale et favorise la vie des poissons (Rodier *et al.*, 2009 ; Mutlu et Uncumusaoğlu, 2016). Le pH de l'eau est important dans les écosystèmes aquatiques, car il affecte la vie au sein de ces milieux. Le tissu branchial est le principal organe cible chez les poissons affectés par un pH trop faible et lorsque les poissons sont exposés à un pH faible, la quantité de mucus à la surface des branchies augmente, cette excès de mucus interfère avec l'échange des gaz respiratoires et des ions à travers la branchie. Une eau trop alcaline (pH élevé) provoque des lésions tissulaires branchiales qui contribuent aux problèmes de respiration et d'équilibre acide-base du sang (Boyd, 2020). En outre, avec un pH légèrement alcalin, la toxicité des métaux lourds est immobilisée puisque l'acidité du milieu favorise et augmente leur solubilité et leur mobilité dans l'eau, respectivement (Ouma *et al.*, 2016), ce qui permet aux métaux de s'adsorber sur les algues et autres plantes de la chaîne trophique aquatique (Kobielska *et al.*, 2018).

La CE, qui est fonction de la température et proportionnelle à la minéralisation (Brémaud *et al.*, 2006), a enregistré une valeur moyenne de 1379,46  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , soit moins de 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (OMS, 2017) et 2800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Journal Officiel de la République Algérienne JORA, 2011). Elle reste toutefois élevée, puisque la fourchette des eaux naturelles est d'environ 50-1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (De Villers *et al.*, 2005 ; OMS, 2017). Il a été signalé qu'au-delà de la limite maximale (1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), l'état de l'eau devient anormal (Rodier *et al.*, 2009). Selon Irshad *et al.* (2011) et Ben Hida *et al.* (2012), cette teneur pourrait être attribuée à la lixiviation des sels des sols agricoles proches de la zone d'étude, à la dissolution de certaines substances minérales provenant soit des roches

entourant l'aquifère, soit à la minéralisation de substances organiques d'origines diverses (décharge publique, industries et eaux usées) rejoignant l'aquifère par infiltration.

En général, la turbidité de l'eau est associée à l'argile, au limon, aux matières organiques et inorganiques finement divisées, aux algues, aux composés organiques colorés solubles, au plancton et à d'autres organismes microscopiques (Roohul *et al.*, 2012), mais elle est probablement associée à une charge élevée de coliformes (US Environmental Protection Agency (US-EPA), 2012). Elle a atteint une valeur moyenne de 9,56 NTU (fourchette : 5-30 NTU) qualifiant l'eau comme légèrement trouble (Hakmi, 2002). Globalement, dans les eaux de surface, ce paramètre varie entre 10 et 50 NTU (Rodier *et al.*, 2009). Cette propriété est encore plus élevée lorsque la densité des particules dépasse 200 NTU lors de fortes précipitations.

Les matières en suspension (argiles, limons, particules fibreuses, particules organiques colloïdales, plancton et organismes microscopiques) sont responsables de l'aspect trouble de l'eau, qui a enregistré une valeur moyenne de 11,80 mg/L (limites 0-30 mg/L), qualifiant une eau de bonne qualité selon l'ANRH (2003). Une étude menée par Benyacoub *et al.* (2011), a fait état de faibles niveaux de MSS dans le Lac Tonga, ce qui était partiellement lié à une faible production de phytoplanctons et à l'absence de conditions environnementales favorables à leur prolifération. Les variations de la MSS sont fonction de différents facteurs, à savoir la nature du terrain traversé, les saisons, les précipitations, le régime d'écoulement de l'eau et la nature du rejet (Rodier *et al.*, 2009). Selon Bourrier et Selmi (2011), les eaux de surface ont une turbidité et des niveaux de MSS variables et parfois élevés, qui sont tributaires des caractéristiques du terrain, des régimes saisonniers des précipitations et des rejets.

En ce qui concerne les résidus secs dans l'eau, le lac contient 1167,21 mg/L. Cette valeur est inférieure à la valeur limite, 1500 mg/L et 2000 mg/L fixée respectivement par Rodier *et al.* (2009) ; OMS (2017) et (Journal Officiel de la République Algérienne JORA, 2011). Les concentrations de résidus secs sont faibles lorsque les substrats sont des roches granitiques ou du sable siliceux, mais augmentent dans le cas de roches sédimentaires composées de carbonates, bicarbonates, chlorures, sulfates, phosphates, nitrates (Kumar *et al.*, 2018). Il convient toutefois de noter qu'étant donné la rareté de l'eau en Afrique du Nord, l'application stricte de ces valeurs standard limitent considérablement les possibilités d'approvisionnement en eau. En outre, de nombreuses populations africaines consomment cette qualité sans pathologie particulière remarquée, ce qui est le cas de Gabès en Tunisie où les résidus secs = 3 g/L (Rodier *et al.*, 2009).

L'oxygène dissous est d'une importance primordiale dans les eaux de surface car il est essentiel pour la respiration aérobie et il affecte l'auto-purification de l'eau et la préservation de la vie aquatique (Haritash *et al.*, 2016 ; Kumar *et al.*, 2018). Une faible teneur en oxygène dissout peut stresser et même tuer les organismes aquatiques. Des concentrations excessives de gaz dissous (y compris d'oxygène) dans l'eau peuvent entraîner un traumatisme par bulles de gaz chez les poissons et autres animaux aquatiques (Boyd, 2020).

En outre, les variations saisonnières et diurnes de l'OD dépendent de nombreux facteurs tels que la pression partielle d'oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la lumière, l'agitation de l'eau, la disponibilité des nutriments et d'autres processus physico-chimiques et microbiologiques (Ouali *et al.*, 2018). Dans la présente étude, la concentration d'OD enregistrée était de 0,69 mg/L ; cette valeur est bien inférieure aux seuils fixés par l'OMS (2017) qui sont de (5-8 mg/L). De faibles niveaux d'OD dans l'eau indiquent un état de désoxygénation de l'environnement dû à l'eutrophisation, qui peut être attribué à une augmentation des activités algales (Ngodhe *et al.*, 2013), des concentrations élevées de phosphate et d'ammoniac (Ouma *et al.*, 2016), ou des charges élevées de rejets d'eaux usées non traitées (Blume *et al.*, 2010). Bourrier et Selmi (2011) soutiennent que l'oxygène dissous est absent des eaux très polluées. Par ailleurs, De Villers *et al.* (2005) ont montré qu'une concentration d'oxygène dissous inférieure à 1 mg/L indique un état quasi-anaérobie, entraînant une augmentation de la solubilité d'éléments toxiques qui se libèrent des sédiments et favorisent les processus de bioaccumulation et de bioamplification (Ouali *et al.*, 2018). Lorsque les concentrations d'oxygène dissous sont faibles ou que l'oxygène dissous est absent, la décomposition de la matière organique par des micro-organismes anaérobies libère dans l'eau des substances réduites telles que l'ammoniac, le nitrite, le fer ferreux. En l'absence d'oxygène dissous adéquat, les micro-organismes aérobies ne fonctionnent pas efficacement pour oxyder ces substances réduites. La combinaison d'une faible concentration d'oxygène dissous et de concentrations élevées de certains métabolites réduits et toxiques entraîne des impacts négatifs drastiques sur la structure et la fonction des écosystèmes aquatiques. Les espèces "d'eau propre" disparaissent et seuls les organismes qui peuvent tolérer des conditions très polluées prospèrent. De tels écosystèmes sont instables et très altérés pour la plupart des utilisations bénéfiques (Boyd, 2020).

Dans les environnements à faible taux de renouvellement tels que les lacs, les barrages, les baies, etc., la faible teneur en oxygène dissous peut s'expliquer par l'absence de contact entre l'eau et l'atmosphère et donc par l'absence de renouvellement perpétuel de l'eau (Tampo *et al.*,

2014). Dans le cas présent, la faible concentration serait attribuée principalement à la présence de la végétation et des organismes animaux présents dans l'eau, mais aussi par un défaut de brassage des eaux par le vent, malgré la faible profondeur du lac (2,8 m), en raison des obstacles que constitue la végétation héliophyte (Benyacoub *et al.*, 2011).

En ce qui concerne les substances eutrophisantes ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{PO}_4^{3-}$ ), les niveaux de concentration varient d'une substance à l'autre ;  $\text{NO}_3^-$  (14,4 mg/L) (< 50 mg/L) (OMS, 2017). Rejsek (2002) et Rodier *et al.* (2009) ont rapporté que dans les eaux naturelles non polluées, la variation du niveau de nitrate dépendant de différents facteurs, dont la saison et l'origine de l'eau, oscillant entre 1-15 mg/L et une concentration de 2 ou 3 mg/L peut être considérée comme normale. Du point de vue sanitaire, les nitrates ne sont pas dangereux mais deviennent toxiques du fait qu'ils se transforment en nitrites et participent à l'important phénomène d'eutrophisation des eaux stagnantes (Rejsek, 2002). Les nitrites ont cependant atteint un niveau de 0,82 mg/L, dépassant le seuil établi par le Journal Officiel de la République Algérienne JORA, 2011 et l'OMS (2017) qui est de 0,1 mg/L. Selon l'ANRH (2003), cette eau se situe dans la catégorie moyenne (entre 0,1 et 3 mg/L). De Villers *et al.* (2005) ont considéré que la situation était très critique, reflétant souvent la présence de matières toxiques, en particulier pour les jeunes poissons.

Il a été signalé que la pollution nitrique de l'eau est due aux déchets animaux, au fumier ou aux engrais chimiques utilisés pour la fertilisation des terres agricoles voisines (Lagnika *et al.*, 2014). La situation se répète lorsque la concentration en ions ammonium dépasse 0,5 mg/L (OMS, 2017) avec 2,62 mg/L, une teneur très élevée, qui par oxydation se transforme relativement et rapidement en nitrates et en nitrites, formant ainsi un indice de pollution anthropique (Kumar *et al.*, 2018). Selon Derwich *et al.* (2008), cette situation génère une faible oxygénation et un manque de dilution dans l'environnement. Globalement et compte tenu de l'instabilité des réactions impliquées dans le cycle de l'azote, toute interprétation s'avère compliquée (Bousseboua, 2002).

De même, la teneur en phosphate du lac, qui avec 5,81 mg/L dépasse le seuil de 5 mg/L recommandé par Rodier *et al.* (2009) et (OMS, 2017). Sa présence naturelle dans les eaux est liée aux caractéristiques des terres traversées et à la décomposition de la matière organique (Kumar *et al.*, 2018). Par conséquent, une concentration supérieure à 0,2 mg/L, la prolifération des algues et du phytoplancton entraîne l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau, ce qui peut constituer une menace réelle pour la vie aquatique (Benammar *et al.*, 2015 ; Haritash *et al.*, 2016). Les valeurs élevées de phosphore sont attribuées à la fertilisation intense du sol (engrais

chimiques), ou encore en raison de la prolifération d'algues capables de se lier au  $\text{PO}_4^{3-}$  directement à partir de l'air (Mutlu *et al.*, 2018). Dans une étude menée par Saadali *et al.* (2015), sur le Parc National d'El Kala, qui est une région à forte vocation agricole, qui suite à l'usage d'engrais et de pesticides et à l'élevage intensif, la couverture végétale s'est détériorée et les sols se sont contaminés.

Le calcium et le magnésium sont les solides dissous les plus importants et les plus abondants dans l'eau (Mutlu et Uncumusaoğlu, 2016). L'eau contient 75,5 mg/L de calcium, ce qui est inférieur à la limite de l'OMS (2017) qui est de 200 mg et se situe entre 75 et 200 mg/L (Journal Officiel de la République Algérienne JORA, 2011). Rejsek (2002) a indiqué un intervalle de 70-120 mg/L sur substrat calcaire. Les sels de calcium sont obtenus principalement lors de l'attaque des roches calcaires par le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). Ils constituent l'élément cationique dominant des eaux de surface et responsable de la dureté de l'eau (Bhandari et Nayal, 2008).

Quant au magnésium, les résultats ont montré une concentration élevée (107,13 mg/L), ce qui est peut-être dû à son abondance géologique (c'est-à-dire la présence de calcaire et de roches dolomitiques) (Nouayti *et al.*, 2015). Un taux élevé de  $\text{Mg}^{2+}$  favorise un meilleur développement du  $\text{Na}^+$  échangeable dans les sols irrigués, et peut devenir nocif pour l'irrigation (Bouaroudj *et al.*, 2019).

Le taux d'adsorption du magnésium (MAR) ou indice de dangerosité du magnésium, également appelé rapport de risque de  $\text{Mg}^{2+}$  (OMS, 2008 ; Kumar *et al.*, 2017), l'eau serait adapté à l'irrigation si la valeur de l'indice de dangerosité du magnésium est inférieure à 50 %. Les eaux souterraines dont le MAR est supérieur à 50 % sont considérées comme nocives et inadaptées à l'irrigation.

Selon De Villers *et al.* (2005), une teneur élevée en chlorure indique une pollution par les eaux usées domestiques et industrielles. Les résultats ont montré une concentration élevée de cet élément (614,06 mg/L), qui est le seuil indiqué par l'OMS (2017) et le Journal Officiel de la République Algérienne JORA (2011). Raachi (2007) a indiqué que la teneur en élément chlorure augmente avec le degré de minéralisation, lié à la présence de formations pontiennes avec des argiles rouges marneuses et gypseuses dans le bassin de Tonga. Rodier *et al.* (2009) ont rapporté que les teneurs en chlorure dans l'eau sont extrêmement variées et principalement liées à la nature des terres traversées. Leurs niveaux dans les eaux naturelles sont sujets à des

variations suite à une lixiviation superficielle en cas de fortes pluies, provoquant leur augmentation, surtout pendant la saison des pluies.

Dans ce rapport, la teneur en potassium était de 78,16 mg/L, soit 6 fois plus que le seuil fixé par l'OMS (2017), 4 fois plus que le seuil algérien (Journal Officiel de la République Algérienne JORA, 2011), et 8 à 16 fois plus que la fourchette établie par Rodier *et al.* (2009). En revanche, les niveaux de sulfates (148,73 mg/L) sont inférieurs au seuil fixé par l'OMS (2017) et le Journal Officiel de la République Algérienne JORA (2011). Les sulfates peuvent avoir une origine naturelle par suite de la lixiviation du gypse et d'autres matières minérales (Manivaskam, 2005) ou de sources anthropiques (déchets industriels et eaux usées domestiques (Patil et Patil, 2010).

La DBO<sub>5</sub> peut refléter la quantité de matières organiques labiles dans l'eau (Wang *et al.*, 2007). La quantité d'oxygène requise par les micro-organismes pour dégrader la matière organique présente dans le lac dans des conditions aérobies est de 4,33 mg/L, légèrement inférieure à la valeur seuil fixée par l'OMS (2017), qui est de 5 mg/L, ce qui indique que le lac n'est pas pollué car selon Derwich *et al.* (2008) au-dessus de 25 mg/L, une pollution de l'eau par les engrais est signalée. Selon Boyd, 2020, la DBO<sub>5</sub> des eaux naturelles est généralement comprise entre 1 et 10 mg/L et les eaux usées domestiques ont une DBO<sub>5</sub> beaucoup plus élevée généralement comprise entre 100 et 300 mg/L.

Dans la plupart des eaux naturelles de surface, la dureté totale est principalement régulée par les carbonates, les bicarbonates, les chlorures, les sulfates, le calcium et le magnésium, etc. (Chenchouni, 2010 ; Khan *et al.*, 2012 ; Haritash *et al.*, 2016). La dissolution de ces cations (Présence de formations rocheuses calcaires et de gypse dolomitique), est une source de dureté (Figarella et Leyral, 2002). Le dioxyde de carbone présent dans l'eau de pluie accélère aussi la dissolution du calcaire, du silicate de calcium et des feldspaths, et cette capacité augmente à mesure que l'eau s'infiltré vers le bas en dissolvant le dioxyde de carbone libéré par la respiration des racines et la respiration microbienne. En outre, lorsque le gypse (CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O) et certains sels de magnésium communs dans les sols se dissolvent, ils communiquent à l'eau du calcium et du magnésium. Dans les régions arides, les ions présents dans l'eau sont concentrés par évaporation, ce qui augmente la dureté (Boyd, 2020). D'autre part, des produits chimiques comme la chaux et les engrais NPK utilisés par les agriculteurs (Rodier *et al.*, 2009) ainsi que les effluents des eaux usées mélangées à l'urée (Krishnan *et al.*, 2007). Pourraient être à l'origine de cette dureté (58 °F) au Lac Tonga.

Ce qu'il faut retenir, c'est que si certains paramètres ont révélé des différences significatives entre les stations (turbidité, CE, résidus secs, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Ca<sup>2+</sup> et DBO<sub>5</sub>) et entre les mois, tels que les chlorures, les résidus secs et la DBO<sub>5</sub>, leurs variations restent dans les limites autorisées.

Tous les paramètres mentionnés ci-dessus ont montré des corrélations entre eux. Les liens positifs concernaient les paires : pH-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ; pH-Cl<sup>-</sup>, CE-MSS, résidus secs-CE, CE-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CE-Cl<sup>-</sup>, résidus secs-MSS, MSS-Cl<sup>-</sup>, résidus secs-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, résidus secs Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Mg<sup>2+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Cl<sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>-MH, Mg<sup>2+</sup>-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, dureté-MH, MH-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, dureté-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, tandis que les corrélations négatives ont affecté les couples: résidus secs-turbidité, turbidité-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, résidus secs-OD, Ca<sup>2+</sup>-DBO<sub>5</sub>, Mg<sup>2+</sup>-BOD<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub> -dureté.

En se référant à Delfino *et al.* (1969), la corrélation statistique n'implique pas nécessairement un lien causal, car selon Bhandari et Nayal (2008), un grand nombre de facteurs et de conditions géologiques influencent directement ou indirectement les corrélations entre les différents paramètres tels que la dureté de l'eau, qui est fonction de la teneur en sulfates, chlorures, magnésium et calcium (Khan *et al.*, 2012).

### 1.6.2. Charge bactérienne dans les eaux du lac

La qualité bactériologique de l'eau est traditionnellement évaluée par l'analyse de la charge en coliformes totaux et fécaux (Kagalou *et al.*, 2002). Dans la présente étude, l'analyse bactériologique a révélé différents groupes de bactéries présentant des tendances similaires, exprimées par des corrélations linéaires positives. Guemmaz *et al.* (2020) ont fait état de résultats similaires sur l'influence des facteurs environnementaux sur les charges de bactéries fécales mesurées dans les effluents urbains rejetés dans les oueds des zones arides d'Algérie.

Aux niveaux des trois points de prélèvement et pendant les six mois de collecte, les germes bactériens sont omniprésents avec une moyenne de  $32,3 \times 10^3$  CFU/100 ml pour les BHT,  $24,7 \times 10^3$  pour les CT,  $24,8 \times 10^3$  pour les CF et  $37,56 \times 10^3$  CFU/100 ml pour le SF.

Indépendamment des densités bactériennes enregistrées, ces agents proviennent principalement des fèces humaines, du bétail et des animaux sauvages, des eaux de surface recevant des rejets d'eaux usées, et de l'agriculture, des eaux urbaines et de pluie, du sol et d'autres environnements (Medema *et al.*, 2003 ; US-EPA, 2015 ; Guemmaz *et al.*, 2020). Cependant, même si tous les membres du groupe des coliformes ne sont pas nécessairement pathogènes et ne présentent pas de risques pour la santé, leur présence est corrélée à la dégradation de la qualité de l'eau et peut même augmenter le risque de maladies gastro-intestinales suite aux différentes utilisations de

l'eau (baignade, collecte, eau potable ou autre...) (Servais *et al.*, 2005 ; Sibanda *et al.*, 2013). À l'exception des SF, dont la charge augmente avec la profondeur, l'effet de station est insignifiant sur la BHT, les CT et les CF. Cependant, l'effet du temps est significatif sur l'abondance des CT et des CF, sauf pour les SF.

### 1.6.3. Effet des facteurs physico-chimiques de l'eau sur les populations bactériennes

Des réponses variables des populations bactériennes ont été notées par rapport aux paramètres physico-chimiques du lac. Les BHT augmente avec la diminution du pH, du  $\text{NH}_4^+$ , du  $\text{Ca}^{2+}$  et de la dureté. De plus, la population totale de coliformes augmente avec la diminution du pH, de la turbidité, des résidus secs, du  $\text{NH}_4^+$ , du  $\text{Ca}^{2+}$  et de la  $\text{DBO}_5$ . Pour les coliformes fécaux, les charges augmentent avec la diminution du pH, de la turbidité, de la  $\text{PO}_4^{3-}$ , du  $\text{Ca}^{2+}$  et de la  $\text{DBO}_5$ . En outre, le groupe des streptocoques fécaux augmente avec l'augmentation des concentrations du  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Ce qu'il faut retenir, c'est que les populations bactériennes ont été simultanément soumises à des facteurs de stress abiotiques et à des prédateurs qui peuvent être présents dans l'environnement, et les différences de résultats reviennent à des conditions expérimentales non similaires (Chedad et Assobhei, 2007).

Néanmoins, certains liens ont été établis entre les facteurs environnementaux et les populations bactériennes dans les milieux aquatiques. Dans la présente étude, la charge des différents groupes microbiens augmente lorsque le pH diminue. Ce résultat a déjà été rapporté par Chedad et Assobhei (2007), où une diminution de la survie des coliformes fécaux a été affectée par le pH et la salinité de l'eau (Bordalo *et al.*, 2002). Les streptocoques fécaux sont connus pour être plus résistants que les coliformes (Rodier *et al.*, 2009). Ces bactéries se développent dans le même sens que la CE, le MSS, le  $\text{NO}_3^-$ , le  $\text{NO}_2^-$ , le  $\text{Mg}^{2+}$ , le  $\text{Cl}^-$  et le  $\text{SO}_4^{2-}$ . En effet, la MSS associée aux différents anions et cations favorise la prolifération de toutes les formes de bactéries (Davies *et al.*, 1995) et, d'autre part, ces éléments sont essentiels à la croissance bactérienne (Medema *et al.*, 2003). Il a été rapporté que la survie des coliformes peut être prolongée ou même parfois se développer dans certaines conditions environnementales telles que le pH, la température, la richesse en nutriments et l'abondance de particules en suspension (Juhna *et al.*, 2007). Selon Hong *et al.* (2010), les taux de disparition des charges bactériennes à la surface de l'eau dépendent de nombreux facteurs tels que la disponibilité des nutriments, la température, la salinité, la turbidité, le degré de mélange de l'eau, le rayonnement solaire, la prédation, la compétition et les pertes bactériennes dues à la mort ou à la sédimentation.

Les résultats de l'évolution temporelle de chaque indicateur (coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux) ont présenté des variations spécifiques pour chaque indicateur bactérien. Cela a été expliqué par Rosenfeld *et al.* (2006) où la densité bactérienne n'est pas seulement affectée par la variabilité temporelle ou spatiale de leurs sources mais varie également en fonction de différents facteurs environnementaux tels que la température, la salinité, la concentration en nutriments, la prédation, la présence ou l'absence de toxines bactériennes, le rayonnement solaire, la coagulation, la floculation et l'adsorption de particules. Selon Oketola *et al.* (2006), il existe toute une série de processus physiques, chimiques et biologiques qui auto-épurent et restaurent les eaux des cours d'eau, lacs, estuaires, rivières et océans à leur état naturel, même si un certain niveau de pollution a été détecté.

Cette étude a évalué la qualité physico-chimique et biologique du lac Tonga, classé Ramsar. Les résultats ont révélé que plusieurs paramètres analysés dépassaient les seuils établis par l'OMS et les normes algériennes, indiquant une pollution importante. Les analyses ont mis en relief que les différents groupes bactériens sont liés entre eux et corrélés avec les différents paramètres physico-chimiques, le cas du pH et de la MSS, de la CE, de la turbidité et de la  $PO_4^3$ . L'étude a montré que le lac est soumis à une eutrophisation importante qui pourrait entraîner sa disparition si des mesures de protection ne sont pas prises, d'où l'importance d'adopter un système de surveillance systématique approprié pour prévenir ou réduire le risque de contamination de cet écosystème naturel.

## **2. Inventaire et écologie du peuplement d'oiseaux d'eau au Lac Tonga**

### **2.1. Composition avienne**

Au cours de ce suivi, bien qu'il soit très difficile d'estimer exactement le peuplement avien du Lac Tonga, trente-cinq espèces d'oiseaux d'eau ont été recensées sur ce plan d'eau (Tab.8). Les effectifs les plus abondants et la majorité des espèces ont été observés durant la saison d'hivernage.

Le site est aussi un important lieu de nidification pour de nombreuses espèces aviennes (Fig. 13). Du point de vue effectif, la Foulque macroule domine de loin tout le peuplement avien. Par son caractère grégaire et facilement observable, elle est l'espèce la plus abondante dans cette zone humide avec un maximum de 6033 oiseaux enregistré durant la saison d'hivernage (Tab.8).

**Tableau 8.** Statut phénologique des oiseaux d'eau recensés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

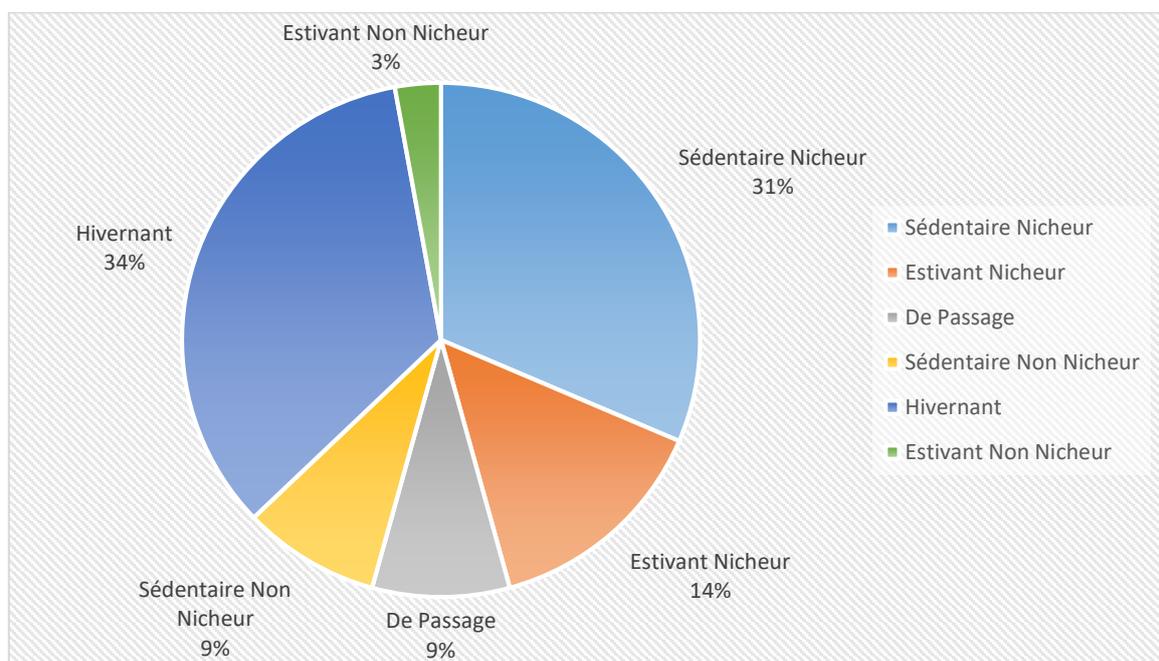
Famille	Nom commun	Nom scientifique	Effectif minimum	Effectif maximum	Statut phénologique
Anatidés	Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	38	603	Hivernant
	Canard chipeau	<i>Mareca strepera</i>	22	350	Hivernant retardataire
	Canard souchet	<i>Spatula clypeata</i>	11	624	Hivernant
	Canard siffleur	<i>Mareca penelope</i>	38	426	Hivernant
	Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	2	35	Sédentaire Nicheur
	Sarcelle d'été	<i>Spatula querquedula</i>	14	14	De Passage
	Erismature à tête blanche	<i>Oxyura leucocephala</i>	4	24	Sédentaire Nicheur
	Fuligule milouin	<i>Aythya ferina</i>	3	42	Hivernant
	Fuligule nyroca	<i>Aythya nyroca</i>	6	236	Sédentaire Nicheur
	Tadorne de Belon	<i>Tadorna tadorna</i>	6	6	de passage
Rallidés	Poule d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	2	85	Sédentaire Nicheur
	Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	245	6033	Sédentaire Nicheur
	Poule sultane	<i>Porphyrio porphyrio</i>	2	24	Sédentaire Nicheur
Ardéidés	Héron crabier	<i>Ardeola ralloides</i>	7	138	Estivant Nicheur
	Aigrette garzette	<i>Egretta garzetta</i>	19	140	Sédentaire Nicheur
	Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	1	39	Sédentaire Non Nicheur
	Héron garde bœuf	<i>Bubulcus ibis</i>	2	506	Sédentaire Nicheur
	Héron pourpré	<i>Ardea purpurea</i>	2	50	Estivant Nicheur
Phalacrocoracidés	Grande Aigrette	<i>Ardea alba</i>	1	55	Hivernant
	Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i>	24	39	Estivant Nicheur
Podicipidés	Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	7	155	Sédentaire Non Nicheur
	Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	122	Sédentaire Nicheur
Threskiornithidés	Grèbe huppé	<i>Podiceps cristatus</i>	2	44	Sédentaire Nicheur
	Ibis falcinelle	<i>Plegadis falcinellus</i>	7	312	Estivant Nicheur
Accipitridés	Spatule blanche	<i>Platalea leucorodia</i>	8	160	Hivernant
	Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	1	12	Sédentaire Nicheur
Pandionidés	Balbuzard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>	1	7	Hivernant
Phoenicoptéridés	Flamant rose	<i>Phoenicopterus roseus</i>	15	15	De passage
Récurvirostridés	Echasse blanche	<i>Himantopus himantopus</i>	6	160	Hivernant
Charadriidés	Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>	6	300	Hivernant
Scolopacidés	Bécassine des marais	<i>Gallinago gallinago</i>	1	7	Hivernant
	Chevalier guignette	<i>Actitis hypoleucos</i>	1	11	Hivernant
	Mouette rieuse	<i>Larus ridibundus</i>	2	95	Estivant Non Nicheur
Laridés	Goéland leucophé	<i>Larus michahellis</i>	1	80	Sédentaire Non Nicheur
	Guifette moustac	<i>Chlidonias hybrida</i>	73	745	Estivant Nicheur

D'une manière générale, sur les 35 espèces d'avifaune aquatique recensées dans le Lac Tonga, les hivernants dominent avec douze espèces soit (34%). Onze espèces (32%) sont sédentaires nicheuses, cinq sont des estivantes nicheuses (14%), trois sont des sédentaires non nicheuses et

trois sont de passage. Une seule espèce est considérée comme estivante non nicheuse (3%) (Fig. 13).

La saison d'hivernage s'étendant généralement de septembre à mars, est caractérisée par l'observation des effectifs les plus importants. Plusieurs espèces d'oiseaux d'eau hivernants plus au sud dans les Hauts plateaux et le Sahara (Houhamdi et Samraoui, 2002, Saheb *et al.*, 2009 ; Maazi *et al.*, 2010 ; Baaziz *et al.*, 2011 ; Seddik *et al.*, 2012) utilisent le Lac Tonga comme site de repos temporaire et de ce fait, elles révèlent un statut phénologique d'espèce de passage (Tab.8). D'autres oiseaux marins, notamment les Laridés, viennent se dessaler les ailes dans ce plan d'eau douce.

La période de nidification s'étend en moyenne d'avril à juin. D'une manière générale, dix-sept espèces sont considérées comme des nicheurs réguliers au niveau de ce plan d'eau (Tab.8), représentées principalement par les Anatidés, les Rallidés, les Ardéidés et les Podicipidés. Les Anatidés sont représentés par trois espèces dont deux sont inscrites sur la liste rouge de l'UICN. Il s'agit du Canard Colvert, de l'Erismature à tête blanche et du Fuligule nyroca. Toutes les espèces de Rallidés observées au niveau de ce site ont un statut de nicheur. La Foulque macroule est de loin la plus abondante. A noter que Lac Tonga représente le seul site de nidification de la Guifette moustac, en Algérie et en Afrique du nord (Bakaria *et al.*, 2009), traduisant l'importance de cet écosystème pour les oiseaux d'eau d'Algérie (Boumezbeur, 1993 ; Benyacoub *et al.*, 2011).

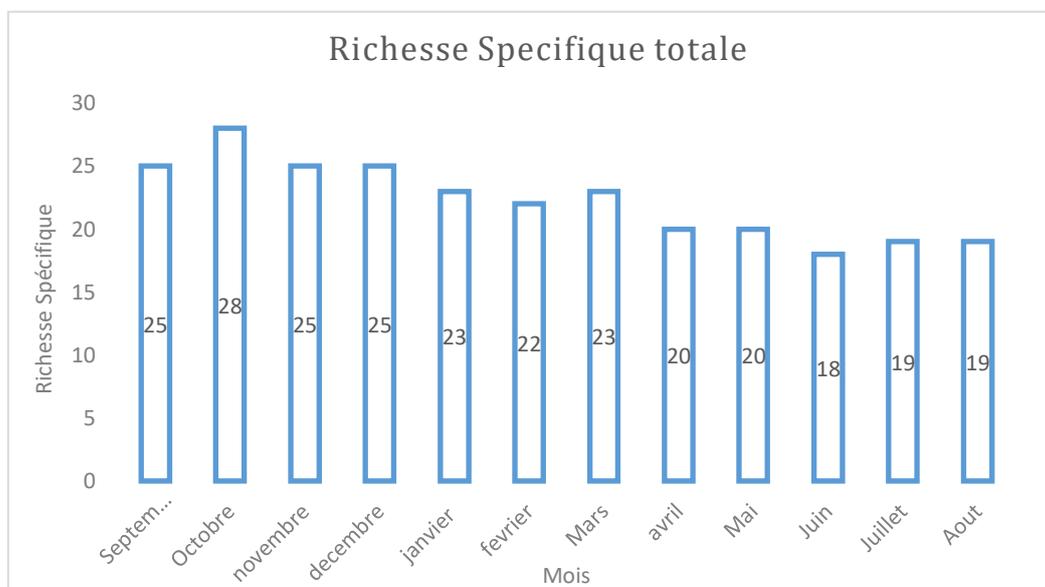


**Figure 13.** Statut phénologique des espèces aviennes aquatiques recensés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

## 2.2. Richesse et abondance

Du point de vue richesse spécifique, 35 espèces appartenant à 13 familles avec une dominance en effectif de la Foulque macroule sont signalées. Le pic de richesse est enregistré en octobre avec 28 espèces.

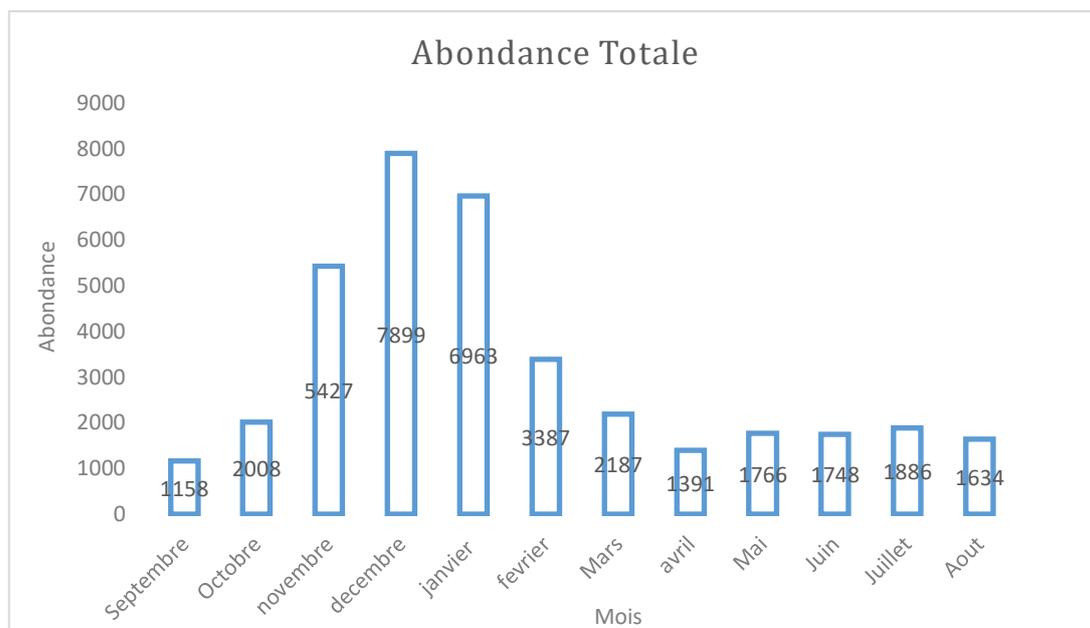
Lors de cette période, des espèces estivantes, hivernantes et autres de passage sont rencontrées avec le passage de 15 individus de Flamants rose et l'arrivée de trois couples de Tadorne de Belon. Ces deux espèces ont augmenté la richesse ornithologique à 28. La valeur minimale est notée durant la période estivale et principalement pendant le mois de juin avec 18 espèces. Le graphique de la richesse spécifique montre aussi que la période d'hivernage est caractérisée par une fréquentation riche en oiseaux d'eau (Fig. 14).



**Figure 14.** Evolution de la richesse spécifique des oiseaux d'eau comptés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

L'allure du graphique de l'abondance totale des oiseaux d'eau montre également que durant la période d'hivernage, le Lac Tonga est fréquenté par une importante population avienne aquatique. Les effectifs les plus élevés ont été enregistrés au début de la saison d'hivernage durant les mois de décembre et de janvier avec respectivement (7899 individus comme maximum observé pendant cette étude) et 6963 oiseaux au mois de janvier. Cette période correspond aux passages des oiseaux d'eau migrateurs hivernants plus au sud (Elafri *et al.*, 2016 ; Halassi *et al.*, 2016). L'effectif, le plus faible a été noté au printemps, pendant le mois

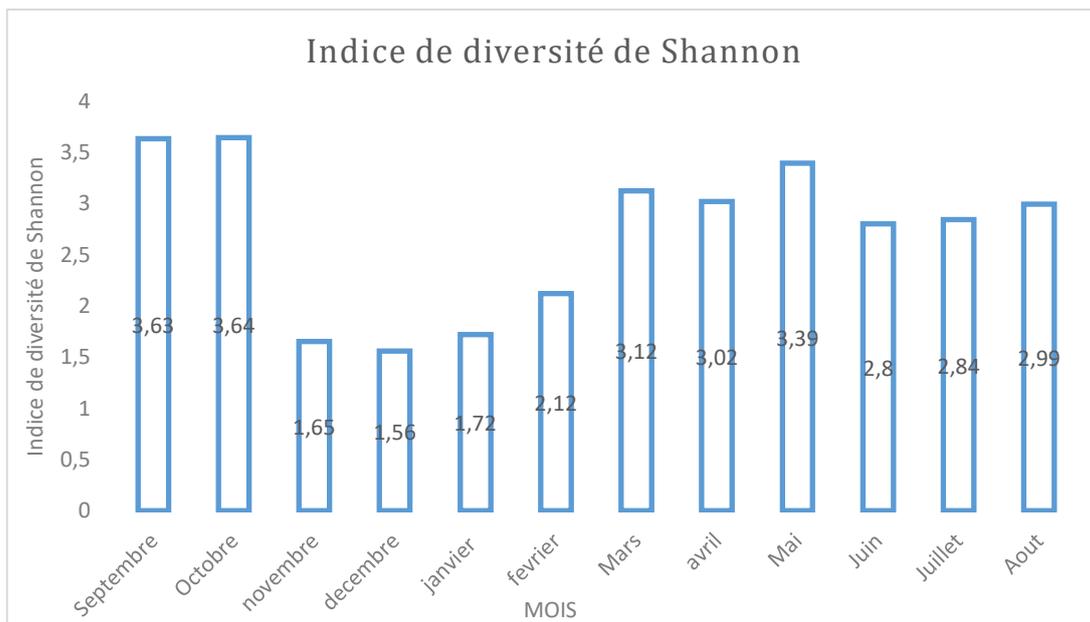
d'avril avec 1391 individus. Au-delà du mois de janvier jusqu'à la fin d'hivernage, les effectifs d'oiseaux d'eau ont baissé (Fig. 15).



**Figure 15.** Evolution de l'abondance totale des oiseaux d'eau rencontrés au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

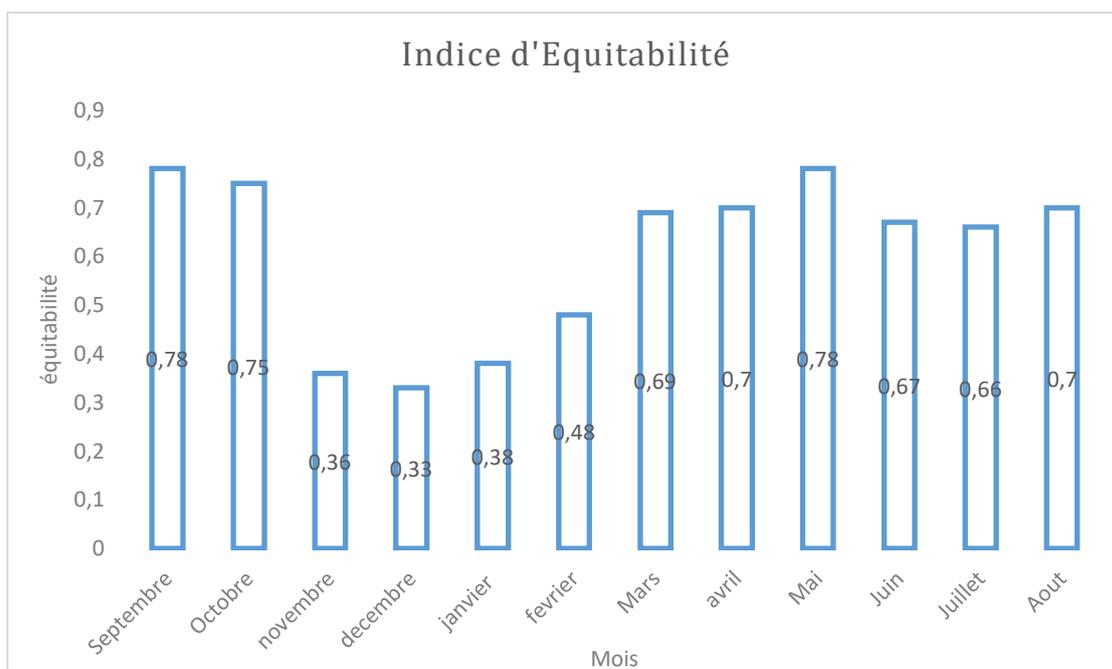
### 2.3. Diversité et équitabilité

Durant les mois de novembre, décembre et janvier, l'indice de diversité ( $H'$ ) est faible, avec respectivement 1.65, 1.56 et 1.72, ce qui reflète un peuplement peu diversifié et non équilibré, vu que certaines espèces en termes d'abondance dominant largement le peuplement pendant cette période, à l'exemple de la Foulque macroule et de la Sarcelle d'hiver. Les mois de septembre et d'octobre sont les mois les plus diversifiés. Ils exhibent des valeurs et des taux élevés de cet indice, soit 3,63 et 3,64 et de ce fait, ils affichent les équilibres les plus parfaits pendant toute la période de l'étude (Fig. 16).



**Figure 16.** Evolution de l'indice de diversité de Shannon et Weaver pour le peuplement d'oiseaux d'au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

Le graphique de l'indice d'équitabilité explique mieux les équilibres des populations. Il tend vers zéro, lorsqu'une espèce domine largement le peuplement et il est égal à 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance. L'allure de l'évolution de ce graphique nous présente une valeur maximale notée durant les mois de septembre et de mai ( $E = 0.78$ ). Ceci signifie qu'il y'a un équilibre entre les effectifs des espèces pendant ces périodes. Durant les mois de novembre, décembre et Janvier, l'équitabilité est aussi faible que la diversité de Shannon (0.36, 0.33, 0.38) reflétant un peuplement peu diversifié et non équilibré, vu que certaines espèces dominant largement le peuplement avien en terme d'abondance en particulier la Foulque macroule (Fig. 17).



**Figure 17.** Evolution de l'Indice d'Equitabilité pour le peuplement avien dénombré au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

## 2.4. Fréquence

Le peuplement avien étudié est représenté par 35 espèces, dont 09 espèces sont omniprésentes, (Tab. 9)

**Tableau 9.** Fréquence des espèces étudiées au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

Espèces	P	Pi	F
Sarcelle d'hiver	12	05	41,66
Canard chipeau	12	06	50
Canard souchet	12	08	66,66
Canard siffleur	12	06	50
Canard colvert	12	12	100
Sarcelle d'été	12	01	8,33
Erismature à tête blanche	12	12	100
Fuligule milouin	12	06	50
Fuligule Nyroca	12	12	100
Tadorne de Belon	12	01	8,33
Poule d'eau	12	12	100
Foulque macroule	12	12	100
Poule sultane	12	12	100
Héron crabier	12	08	66,66

**Tableau 9. Suite.** Fréquence des espèces étudiées au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

<b>Espèces</b>	<b>P</b>	<b>Pi</b>	<b>F</b>
<b>Aigrette garzette</b>	12	12	100
<b>Héron cendré</b>	12	11	91,66
<b>Héron garde bœuf</b>	12	11	91,66
<b>Héron pourpré</b>	12	05	41,66
<b>Grande Aigrette</b>	12	08	66,66
<b>Bihoreau gris</b>	12	04	33,33
<b>Grand Cormoran</b>	12	10	83,33
<b>Grébe castagneux</b>	12	12	100
<b>Grébe huppé</b>	12	12	100
<b>Ibis Falcinelle</b>	12	09	75
<b>Spatule blanche</b>	12	07	58,33
<b>Busard des roseaux</b>	12	12	100
<b>Balbusard pecheur</b>	12	03	25
<b>Flamant rose</b>	12	02	16,66
<b>Echasse blanche</b>	12	06	50
<b>Vaneau hupé</b>	12	03	25
<b>Bécassine des marais</b>	12	05	41,66
<b>Chevalier guignette</b>	12	04	33,33
<b>Mouette rieuse</b>	12	08	66,66
<b>Goéland leucophé</b>	12	07	58,33
<b>Guifette mostac</b>	12	04	33,33

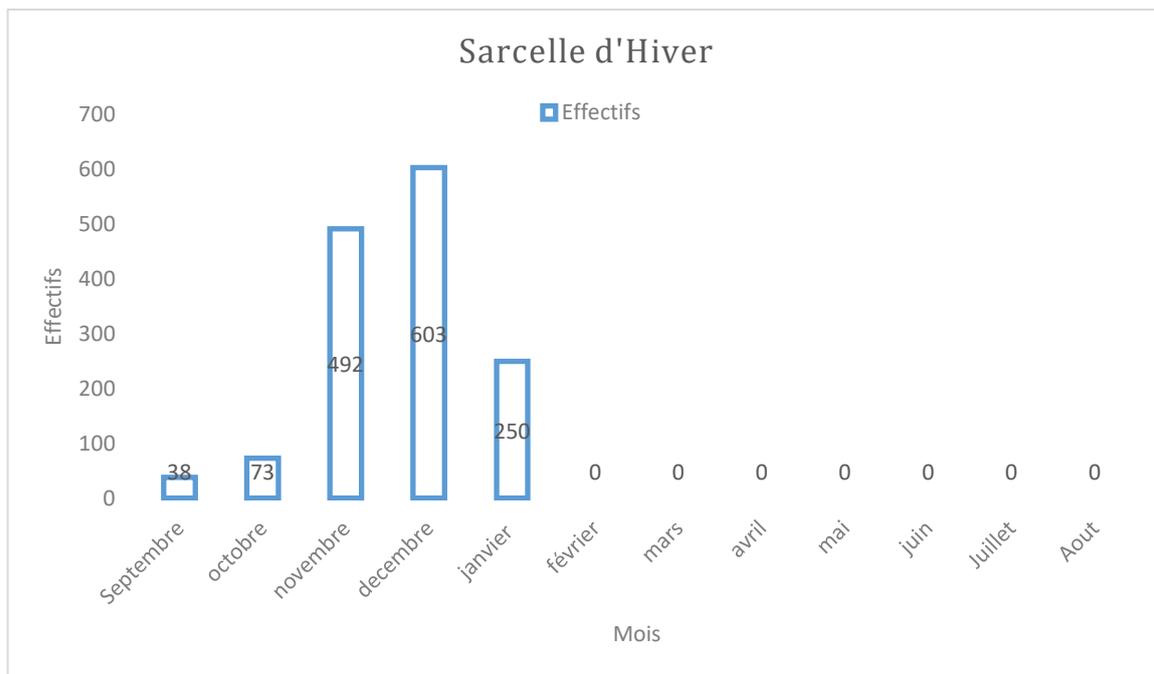
## 2.5. Phénologie des espèces aviennes au Lac Tonga

### 2.5.1. Anatidés

#### 2.5.1.1. Sarcelle d'hiver

La Sarcelle d'hiver fréquente les eaux peu profondes du lac, cette espèce a été rencontrée au niveau des berges ouest et sud du Lac Tonga. Cet anatidé est un hivernant précoce, sa présence a été signalé dès le mois de septembre, les effectifs ont connu une augmentation pour atteindre un pic maximal au mois de décembre avec 603 individus, puis chutent pour un effectif de 250 individus au mois de janvier (Fig. 18).

Les populations de cette espèce qui se reproduisent dans le nord sont hautement migratoires (Madge et Burn, 1988) bien que les populations des régions plus tempérées soient localement dispersives. Après la mue post - nuptiale, les populations migratrices de l'espèce migrent vers le sud, le pic de la migration d'automne se situant généralement entre octobre et novembre. Elle revient dans les zones de reproduction à partir de la fin février (Scott et Rose 1996, BirdLife International, 2016).

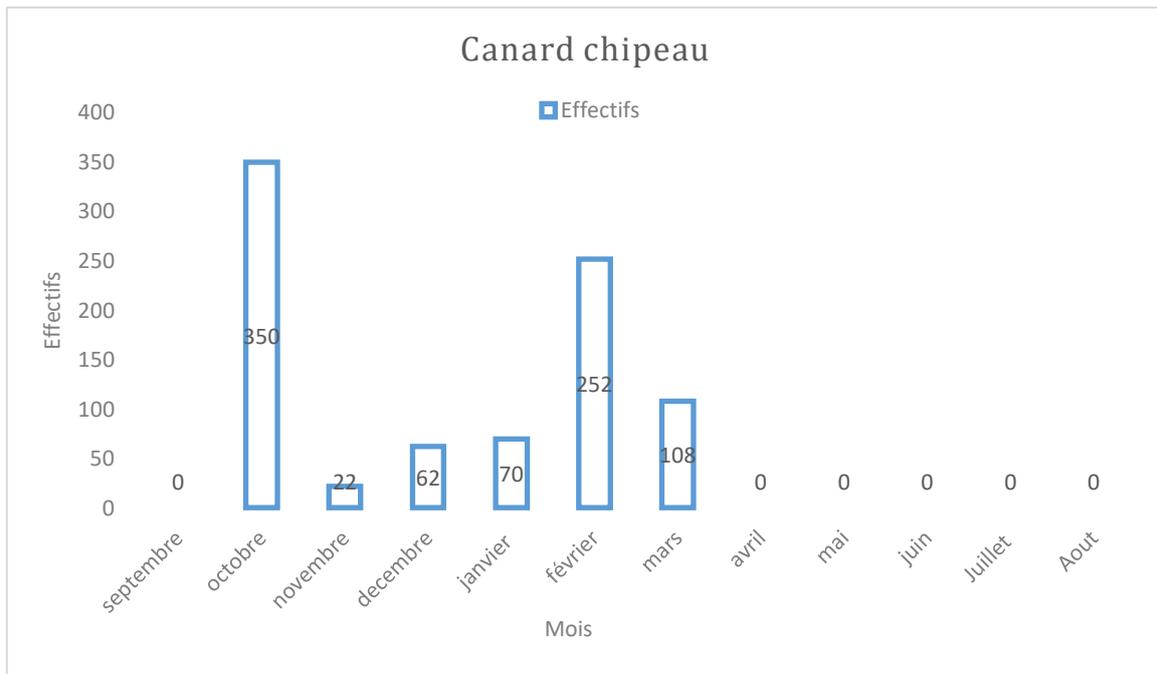


**Figure 18.** Fluctuation des effectifs de la Sarcelle d’hiver *Anas crecca* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l’Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.1.2. Canard chipeau

Le canard chipeau a été observé au niveau des zones profondes du lac, il a été généralement rencontré au centre et au sud du Lac Tonga. Les premiers individus du canard chipeau (hivernent tardivement par rapport aux autres espèces) sont apparus au mois d’octobre. Les effectifs ont variés de 22 à 350 individus. L’effectif maximal a été signalé au mois d’octobre (Fig. 19).

Les mâles quittent les zones de reproduction début juillet, pour subir une période de mue sans vol d’environ 4 semaines, après ils continuent vers les zones d’hivernage. La migration de retour a lieu de mars à avril (Scott et Rose 1996 ; BirdLife International, 2016).



**Figure 19.** Fluctuation des effectifs du canard chipeau *Mareca strepera* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

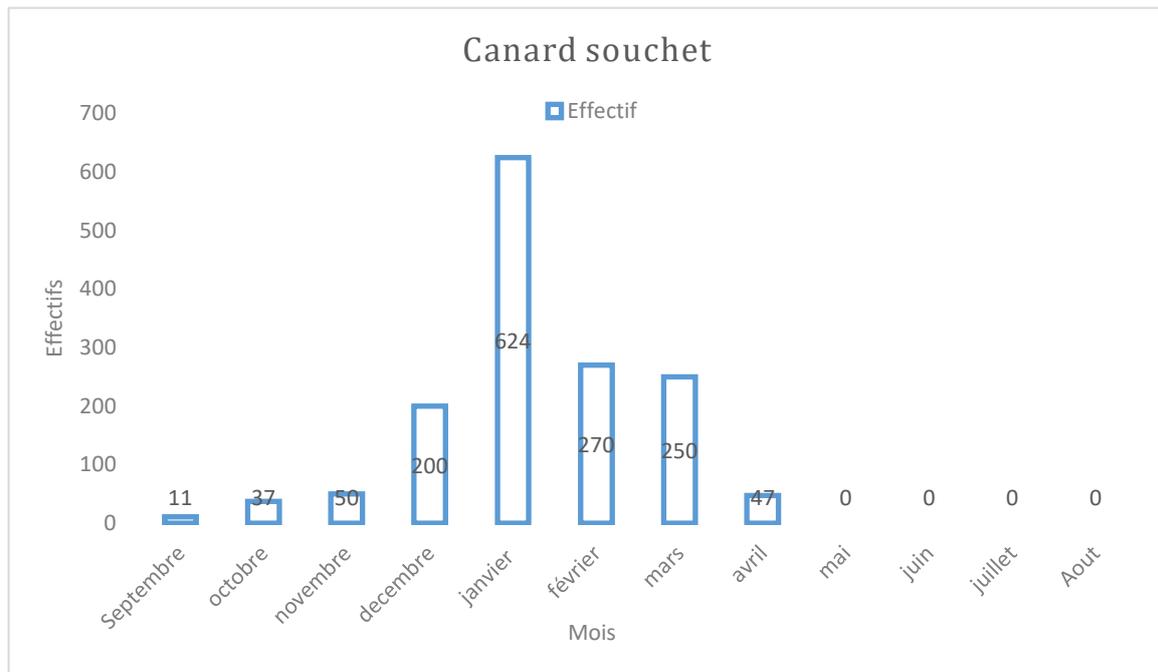
### 2.5.1.3. Canard souchet

Le canard souchet se rencontre généralement en groupe avec d'autres espèces ou en couple à l'ouest et au sud du Lac Tonga, les premiers individus ont été observés au tout début du mois de septembre (hivernant précoce). Les effectifs ont variés de 11 à 624 en évoluant de septembre à janvier où le pic a été atteint avec 624 individus, suivie d'une chute progressive jusqu'au mois d'avril où les effectifs deviennent très faibles avec 47 individus (Fig. 20).

La migration d'automne a lieu principalement entre septembre et octobre (Europe occidentale), pendant laquelle l'espèce est susceptible de voyager sur un large front (par exemple à travers l'Arabie et en Afrique) (Scott et Rose, 1996 ; BirdLife International, 2019). Cette espèce est très migratrice et elle arrive sur les sites de reproduction au printemps septentrional (principalement de la mi-avril à juin) (Madge et Burn, 1988 ; del Hoyo *et al.*, 1992 ; BirdLife International, 2019).

L'espèce se rencontre généralement par paires ou en petits groupes, bien qu'elle se rassemble souvent pour se nourrir (des bandes de 20 ou 30 à plusieurs centaines d'individus se trouvent dans les zones favorisées d'Afrique et de grandes concentrations se forment sur les sites de halte

en migration) (Johnsgard 1978, Brown *et al.*, 1982 ; Madge et Burn, 1988 ; Kear, 2005 ; BirdLife International, 2019).

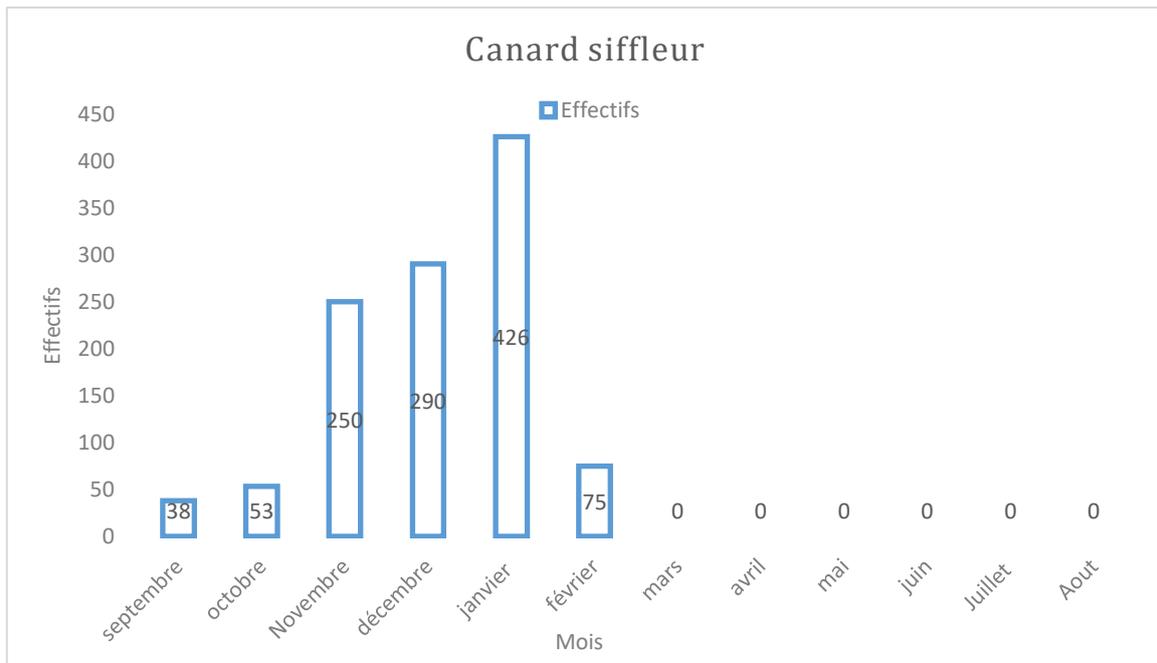


**Figure 20.** Fluctuation des effectifs du canard souchet *Spatula clypeata* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

#### 2.5.1.4. Canard siffleur

Le canard siffleur a été rencontré au niveau des parties centrales du Lac Tonga ainsi qu'au niveau des prairies sud du lac. Les effectifs sont faibles en début de la saison et évoluent pour atteindre le pic au mois de janvier avec 426 individus, puis ils chutent au mois de février, une période durant laquelle nous avons enregistré 75 canards siffleurs (Fig. 21).

L'espèce est fortement migratrice, entreprenant d'importants mouvements (Scott et Rose, 1996). Elle quitte ses zones de reproduction à la fin de l'été (septembre) pour arriver dans ses zones d'hivernage. Les populations quittent à nouveau leurs quartiers d'hiver entre mars et avril, et arrivent dans leurs zones de reproduction dans le nord de la Russie pendant la deuxième moitié du mois de mai (Scott et Rose 1996 ; Kear 2005 ; BirdLife International, 2017).



**Figure 21.** Fluctuation des effectifs du canard siffleur *Mareca penelope* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

#### 2.5.1.5. Canard Colvert

La présence du canard colvert a été enregistrée essentiellement au niveau des régions nord et nord-ouest du Lac Tonga, ce canard de surface a été signalé pendant toute l'année et les effectifs que nous avons enregistrés sont faibles (Fig. 23).

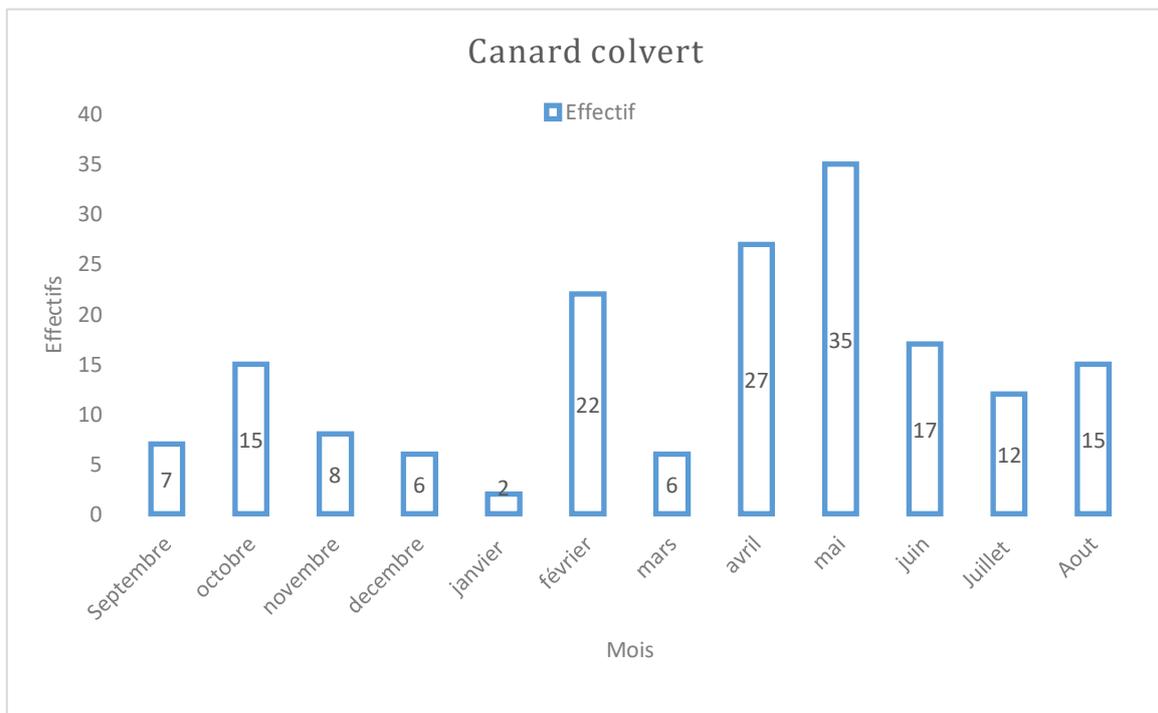
Il faut toutefois noter que le colvert est une espèce qui se trouve à la limite de son aire de répartition dans la région méditerranéenne, ce qui explique sa faible représentativité même sur d'autres sites algériens (Benyacoub *et al.*, 2011).

Nous avons inventoriés 15 nids de canard colvert, Les premières pontes ont été enregistrées au début du mois de mars au niveau des troncs d'aulnes glutineux et les hélophytes (Fig. 22)

Dans les régions tempérées, les populations reproductrices de cette espèce sont sédentaires ou dispersives, effectuant souvent des mouvements locaux lors de phénomènes météorologiques violents (Scott et Rose, 1996). D'autres populations sont entièrement migratoires (Kear, 2005), les femelles et les juvéniles quittant les zones de reproduction du Paléarctique occidental à partir de septembre et reviennent dès février (Kear, 2005).



**Figure 22.** Nid de canard colvert *Anas platyrhynchos* construit sur un tronc d'aune glutineux avec 10 œufs non éclos (à droite). Nid de canard colvert en plein incubation par la femelle construit sur un aune glutineux (à gauche) durant la période de reproduction de l'année 2018 (Clichés Loucif K, 2018).



**Figure 23.** Fluctuation des effectifs du canard Colvert *Anas platyrhynchos* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

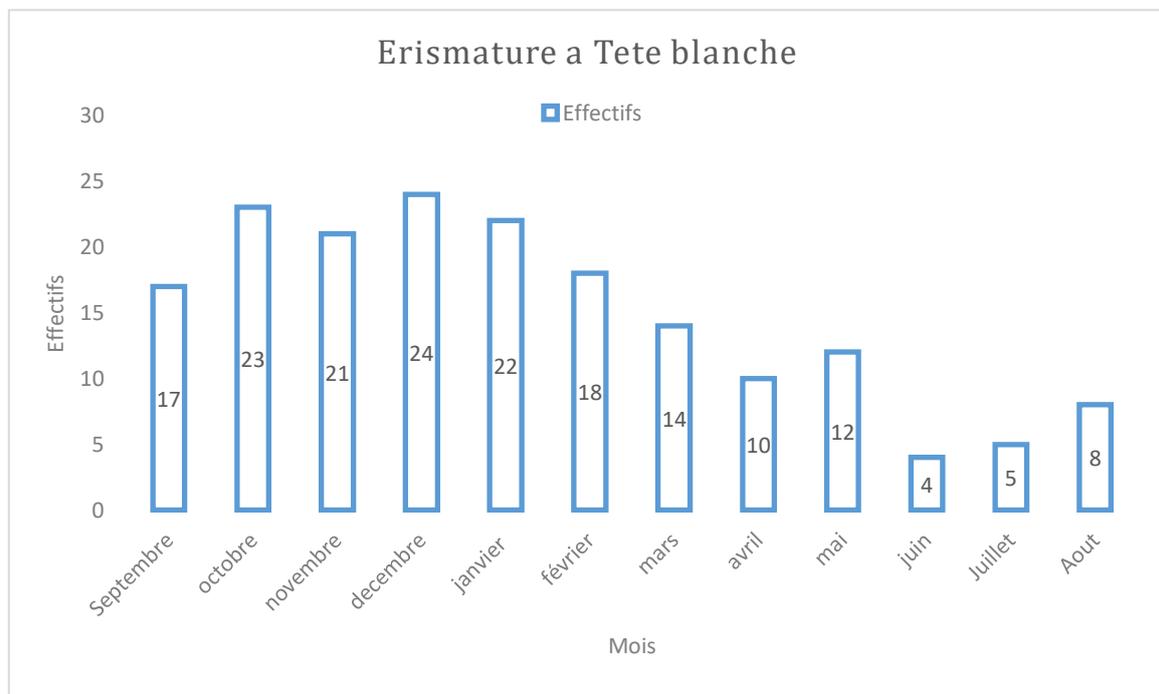
### 2.5.1.6. Sarcelle d'été

Au niveau du Lac Tonga, nous avons signalé la présence des sarcelles d'été au mois de mars sous forme d'individus isolés (14 individus ont été enregistrés).

### 2.5.1.7. Erismature à tête blanche

Cette espèce a été signalée tout au long de notre période d'étude, (Fig. 24), Au niveau de ce site, l'Erismature fréquente les zones profondes, il a été rencontré surtout dans la partie ouest.

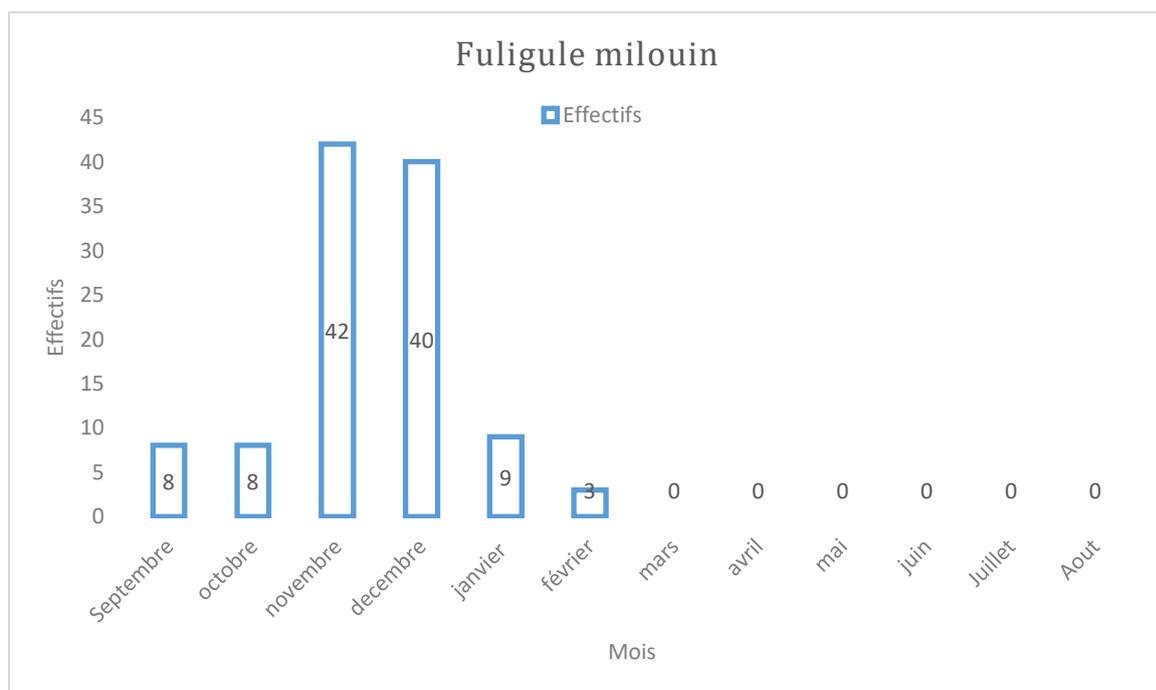
L'Erismature à tête blanche est mentionné "en danger" sur la liste rouge de l'IUCN (BirdLife International, 2017). Les populations d'Asie centrale et orientale de cette espèce sont migratrices, tandis que les populations d'Espagne et d'Afrique du Nord sont non migratrices (Kear, 2005 ; BirdLife International, 2017). Dans les populations méditerranéennes, il n'y a pas de direction générale à ses mouvements saisonniers (Kear, 2005) et l'emplacement de ces sites de non-reproduction varie d'une année à l'autre (Kear 2005 ; BirdLife International, 2017).



**Figure 24.** Fluctuation des effectifs de l'Erismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.1.8. Fuligule milouin

Au Lac Tonga, les milouins ont été observés au niveau des zones profondes, on les a rencontrés dans la partie centrale du lac et au sud du plan d'eau. Les premiers effectifs ont été dénombrés au mois de septembre, le nombre a évolué et le maximum a été atteint durant le mois de novembre avec 42 individus, il a ensuite chuté pour atteindre les 03 individus en février (Fig. 25). Les milouins hivernant dans le Lac Tonga font partie de la population nicheuse au Balkans et au sud de la Russie (Benyacoub *et al.*, 2011). Les zones de reproduction sont réoccupées dès le début mars (Scott et Rose, 1996 ; BirdLife International, 2019).



**Figure 25.** Fluctuation des effectifs du Fuligule milouin *Aythya ferina* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.1.9. Fuligule Nyroca

Le Fuligule nyroca est inscrit comme espèce quasi-menacée sur la liste rouge de l'IUCN. Ce canard plongeur a été rencontré durant toute l'année au niveau des zones profondes au centre du lac accompagné par d'autres canards plongeurs et avec un effectif maximal de 236 individus (Fig. 27).

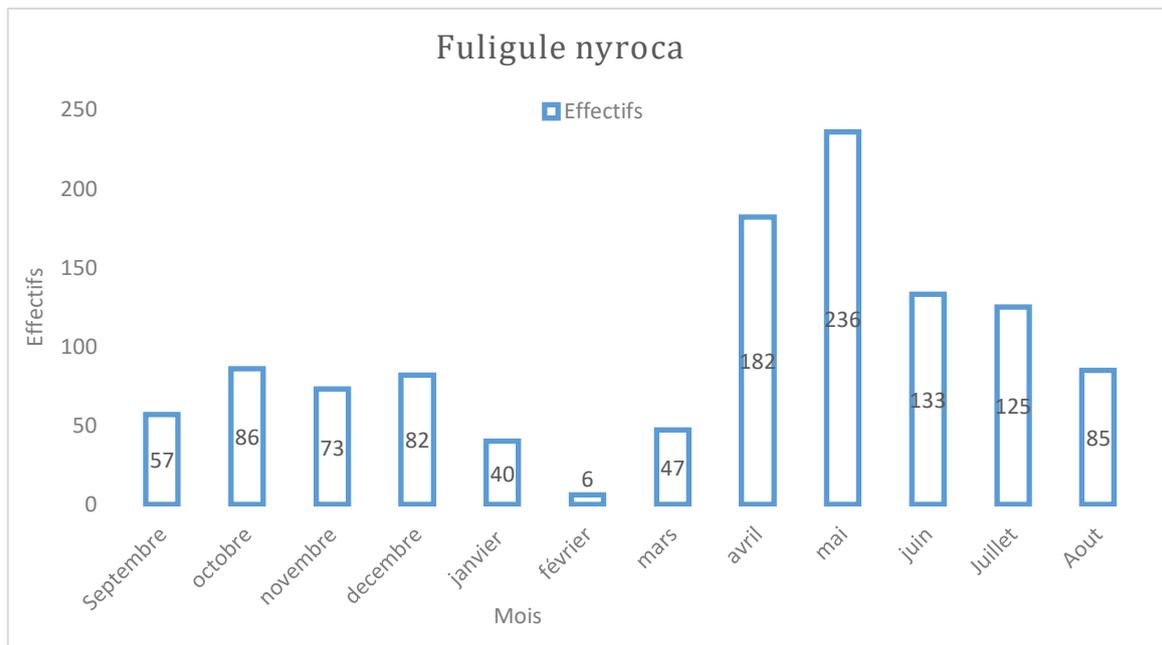
Au niveau du Lac Tonga, nous avons recensé une cinquantaines de nids du Fuligule nyroca. Ces derniers sont construits dans les troncs d'Aulne glutineux au nord du lac, sur les îlots de

végétations flottants dans les zones profondes au centre ainsi que dans les héliophytes (Fig. 26) à l'ouest du lac. Les pontes ont eu lieu dès le début du mois d'avril.

Cette espèce est principalement migratrice, bien que l'on sache peu de choses sur ses voies de migration et que des individus des populations du sud peuvent rester sur les lieux de reproduction toute l'année (del Hoyo *et al.*, 1992 ; Scott et Rose, 1996 ; Kear, 2005 ). Les migrateurs arrivent dans les zones d'hivernage à partir de la fin du mois d'octobre (Scott et Rose, 1996 ; Kear, 2005 ; Petkov, 2012). La migration de retour vers les zones de reproduction commence au début du mois de mars (Scott et Rose, 1996 ; BirdLife International, 2019).



**Figure 26.** Nid de Fuligule nyroca *Aythya nyroca* construit sur un tronc d'aulne glutineux avec 08 œufs non éclos (à gauche). Nid de Fuligule nyroca construit dans un ilot de végétations flottant avec 08 œufs non éclos (à gauche) (Cliché Loucif K, 2017).



**Figure 27.** Fluctuation des effectifs du Fuligule nyroca *Aythya nyroca* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

#### 2.5.1.10. Tadorne de Belon

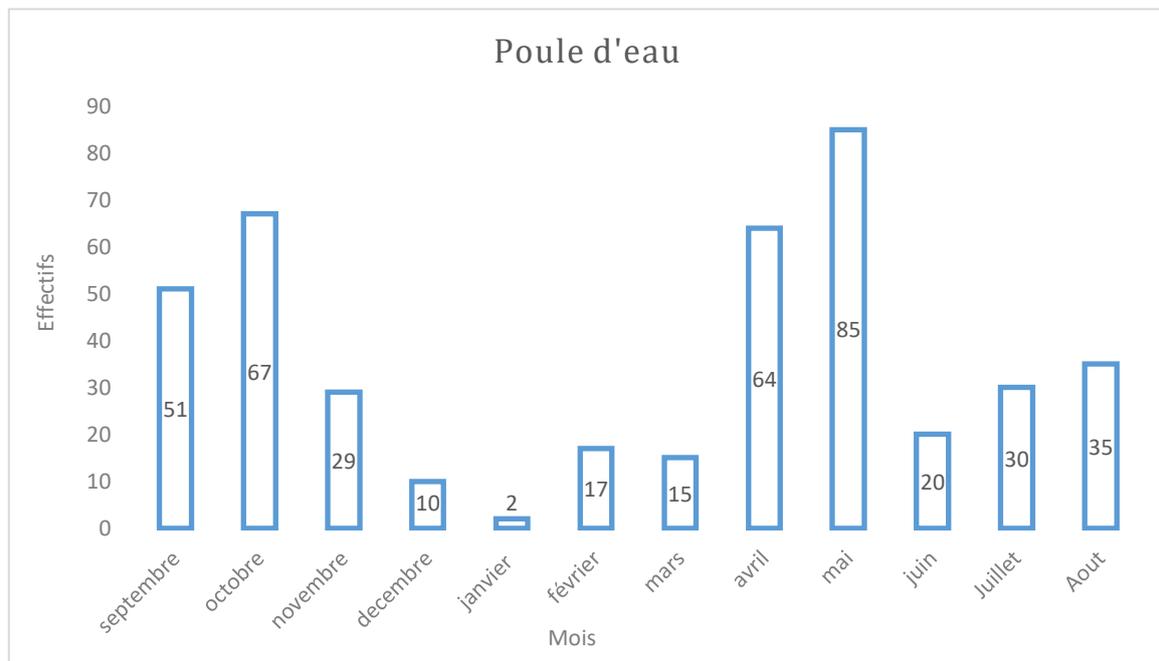
Le Tadorne de Belon a été observé une seule fois durant notre période de comptage au sud du Lac Tonga durant le mois d'octobre avec un effectif de 06 individus. Selon Benyacoub *et al*, 2011, la Tadorne de Belon est une espèce rare dans la région et son faible effectif s'explique par son régime alimentaire composé essentiellement de mollusques et crustacés, donc c'est une espèce qui préfère les eaux salées riches en nourriture.

#### 2.5.2. Rallidés

##### 2.5.2.1. Poule d'eau

La poule d'eau est principalement sédentaire ou dispersive localement, mais effectue des mouvements migratoires partiels ou complets dans les parties nord de son aire de répartition en raison de sa vulnérabilité aux conditions climatiques difficiles (Taylor et van Perlo, 1999). La plupart des populations du Nord se déplacent vers le sud de septembre à décembre, puis reviennent de mars à mai (del Hoyo *et al.*, 1996). La ponte des œufs eu lieu entre le début avril et la fin juin.

Les zones humides d'Afrique du Nord sont utilisées par des populations de poules d'eau pour la reproduction et probablement pour l'hivernage et les escales (Ledant *et al.*, 1981 ; Isenmann et Moali, 2000). Durant notre suivie la présence de cette espèce était enregistrée durant toute l'année avec un effectif variant entre 02 à 85 individus, l'effectif maximal a été signalé durant le mois de mai (Fig. 28). Nous avons inventoriés une vingtaine de nids au niveau du Lac Tonga (Fig. 29). La Poule d'eau pourrait être menacée par des foyers d'influenza aviaire (Melville et Shortridge, 2006 ; Gaidet *et al.*, 2007) et de botulisme aviaire (Brandis *et al.*, 2020).



**Figure 28.** Fluctuation des effectifs de Poule d'eau *Gallinula chloropus* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.



**Figure 29.** Nid de Poule d'eau *Gallinula chloropus* construit sur des typhas avec 08 œufs non éclos localisé au nord-est du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période de reproduction 2017.

### 2.5.2.2. Foulque macroule

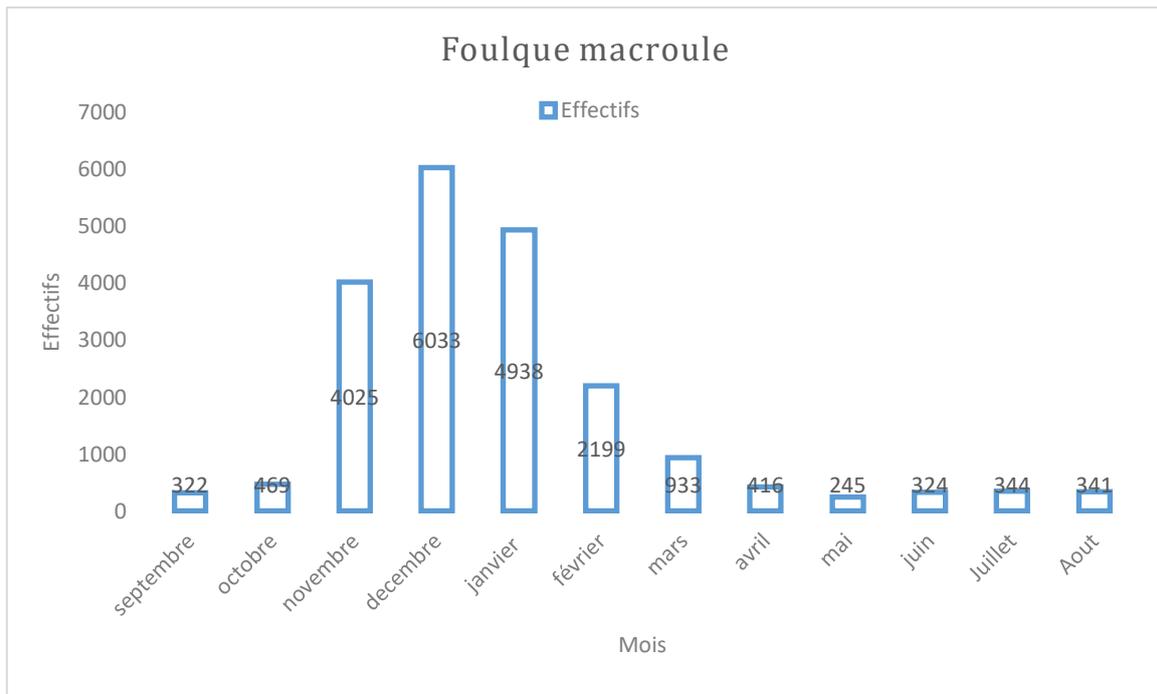
La Foulque macroule est l'oiseau d'eau le plus fréquemment rencontré au niveau du site d'étude, elle est très abondante au niveau du Lac Tonga, cette espèce a été rencontrée sur toute la surface du site, le pic a été atteint durant le mois de décembre pendant le quelle nous avons compté 6033 individus (Fig. 31) probablement suite à l'ajout des migrateurs de passage et des hivernants. La Foulque macroule se reproduit sur le Lac Tonga à partir du mois de mars, nous avons inventorié une cinquantaine de nids dans le lac (Fig. 30)

La plupart des populations des régions chaudes et tempérées sont sédentaire (del Hoyo *et al.*, 1996), mais effectuant des mouvements dispersifs en fonction de l'évolution des niveaux d'eau et des précipitations (Urban *et al.*, 1986 ; del Hoyo *et al.*, 1996). Les populations du nord de l'Eurasie sont migratrices et traversent le continent européen et le Sahara sur un large front (Taylor et van Perlo, 1999).

La préférence de ce rallidé pour les lacs eutrophes peut expliquer en partie ses effectifs élevés au niveau du Lac Tonga (Del Hoyo *et al.*, 1996 ; Taylor et van Perlo, 1999 ; Snow et Perrins, 1998 ; Loucif *et al.*, 2020).



**Figure 30.** Nid de Foulque macroule *Fulica atra* construit sur l'Iris des marais *Iris pseudacorus* L avec 06 œufs non éclos (à gauche). Nid de Foulque macroule construit sur des Massette à feuilles étroites *Typha angustifolia* L. avec un poussin et 05 œufs (à droite) (Cliché Loucif K, 2016).



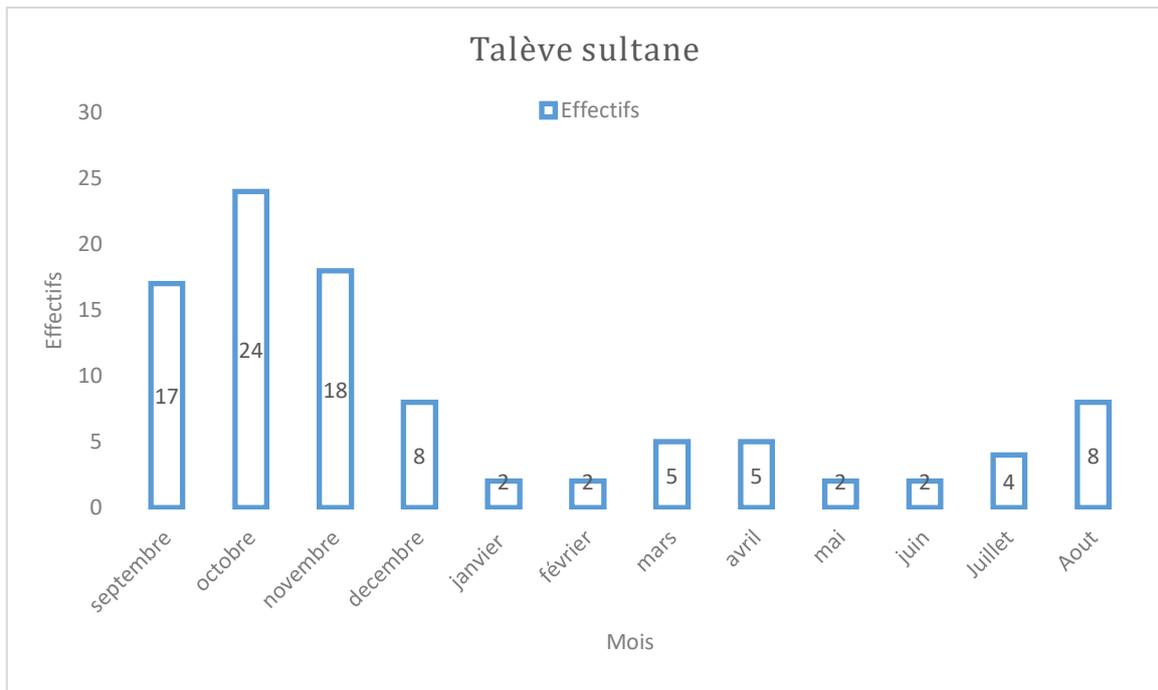
**Figure 31.** Fluctuation des effectifs du Foulque macroule *Fulica atra* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.2.3. Poule sultane

Au niveau du lac Tonga, la présence de la Talève sultane était enregistrée durant toute notre période de suivi, nous avons compté un effectif variant entre 02 et 24 individus, le pic était enregistré durant le mois d'octobre (Fig. 32). Cette espèce est sédentaire, nomade ou partiellement migratrice, de nombreuses populations effectuant des mouvements saisonniers locaux en réponse à l'évolution des conditions de l'habitat (del Hoyo *et al.*, 1996) (par exemple l'assèchement des marais) (Taylor et van Perlo, 1999 ; BirdLife International, 2019).

Au niveau du Lac Tonga, elle se reproduit à partir du début de mois de mars, 07 nids ont été inventoriés au niveau de la partie nord du lac ; Les nids ont été identifiés principalement dans les scirpes ainsi qu'à la surface des îlots végétales flottants et dans les typhas (Fig. 33).

Le moment de la reproduction varie en fonction des pics de précipitations locales (del Hoyo *et al.*, 1996). Lorsqu'elle ne se reproduit pas, l'espèce se rencontre en couples, en petits groupes de 12 individus ou plus (Afrique) (Taylor et van Perlo, 1999 ; BirdLife International, 2019).



**Figure 32.** Fluctuation des effectifs de la Talève sultane *Porphyrio porphyrio* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.



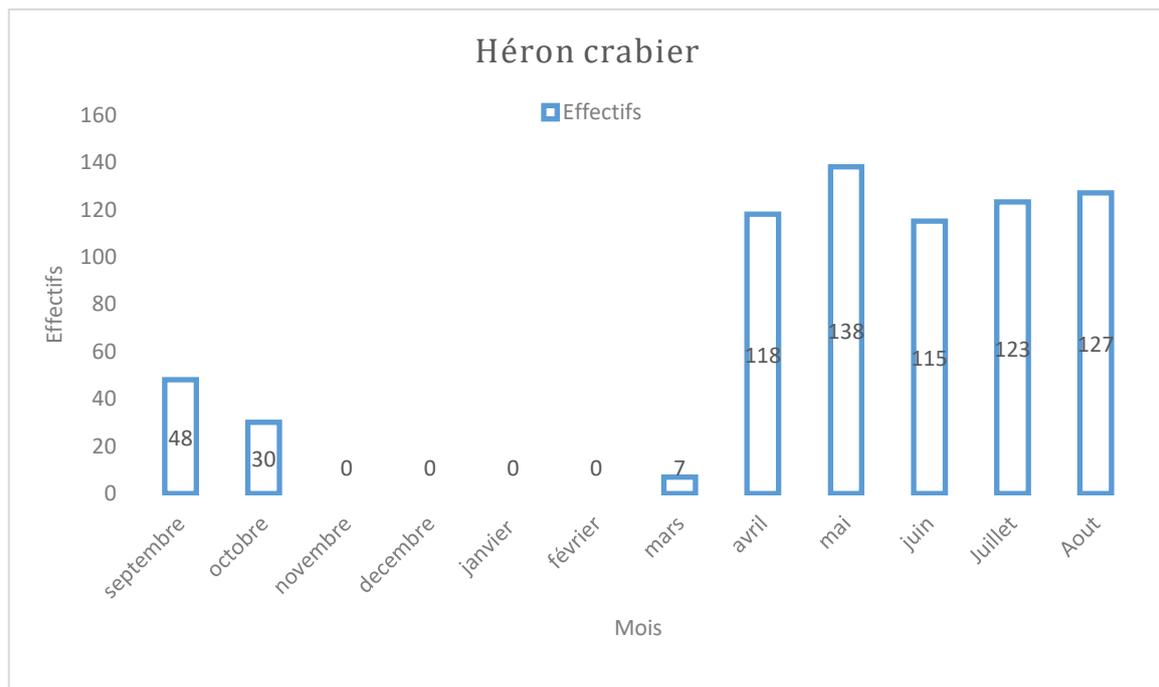
**Figure 33.** Nid de Talève sultane *Porphyrio porphyrio* construit sur un îlot végétal flottant avec 03 œufs (à gauche). Nid de Talève sultane construit sur des Massette à feuilles étroites *Typha angustifolia* L. avec 04 œufs (à droite) (Cliché Loucif K, 2015).

### 2.5.3. Ardéidés

#### 2.5.3.1. Héron crabier

Durant notre période de comptage, les effectifs du héron crabier ont varié entre 07 et 138 individus, les effectifs les plus importants ont été enregistré dans la période allant d'avril à aout et le pic maximal a été atteint durant le mois de mai. De novembre à février aucun Héron crabier n'a été observé au Lac Tonga (Fig. 34).

Dans le Paléarctique, cette espèce est migratrice et dispersive (del Hoyo *et al.*, 1992 ; BirdLife International, 2018), voyageant sur un large front entre les zones de reproduction et d'hivernage (Kushlan et Hancock, 2005). L'espèce se reproduit d'avril à juillet en Eurasie et en Afrique du Nord (les populations au sud du Sahara se reproduisant principalement pendant la saison des pluies) (del Hoyo *et al.*, 1992). Après la période de reproduction, les populations paléarctiques migrent vers le sud (hiverne généralement en Afrique tropicale) d'août à novembre (del Hoyo *et al.*, 1992 ; Kushlan et Hancock, 2005 ; Benyacoub *et al.*, 2011 ; BirdLife International, 2018), pour revenir dans les colonies de reproduction dans les régions méditerranéennes entre février et mai (Kushlan et Hancock 2005 ; BirdLife International, 2018).

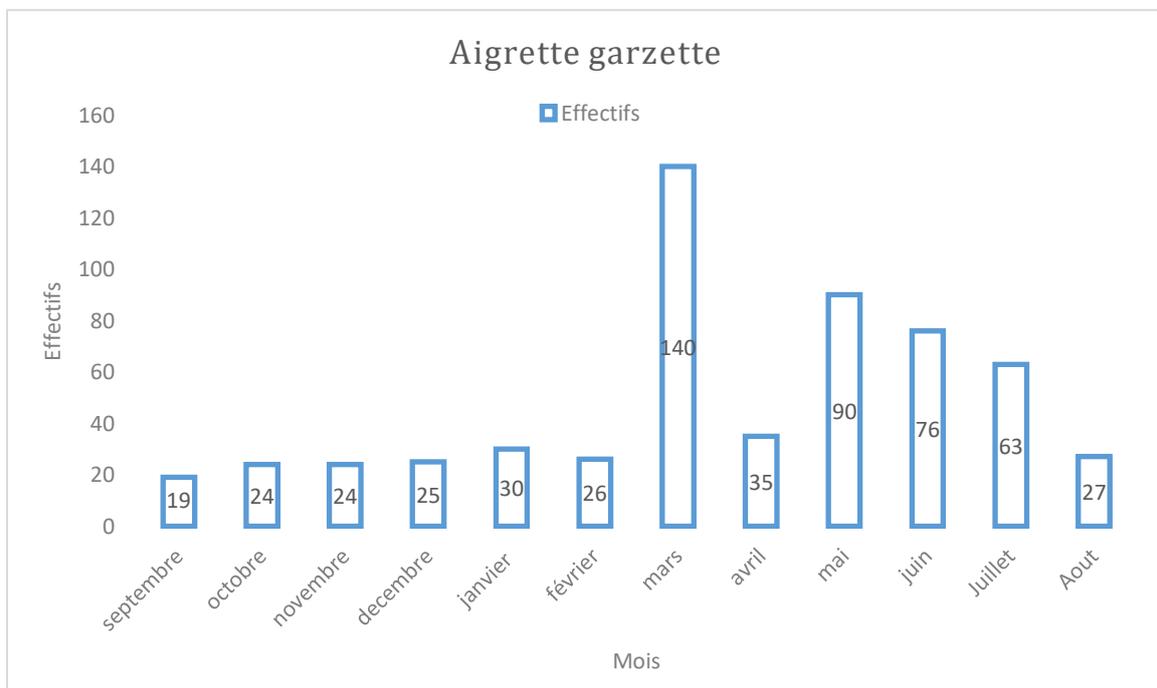


**Figure 34.** Fluctuation des effectifs de l'Hérons crabier *Ardeola ralloides* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.3.2. Aigrette garzette

Sur le Lac Tonga, l'Aigrette garzette a été présente durant toute l'année avec des effectifs variables. Elle a été signalée surtout au niveau des berges et des plaines humides à proximité du bétail en pâturage. Le pic maximal de l'effectif était enregistré durant le mois de mai avec 140 individus (Fig. 35).

Toutes les populations de cette espèce subissent des mouvements de dispersion après la reproduction (del Hoyo *et al.*, 1992). Les populations se reproduisant dans le Paléarctique sont hautement migratoires alors que d'autres ne sont que sédentaires, nomades ou partiellement migratoires (Hancock et Kushlan 1984 ; del Hoyo *et al.*, 1992 ; BirdLife International, 2016). Le moment de la reproduction varie géographiquement (del Hoyo *et al.*, 1992), en général, les populations européennes et nord-asiatiques se reproduisent au printemps et en été (de mars à juillet) (BirdLife International, 2016).

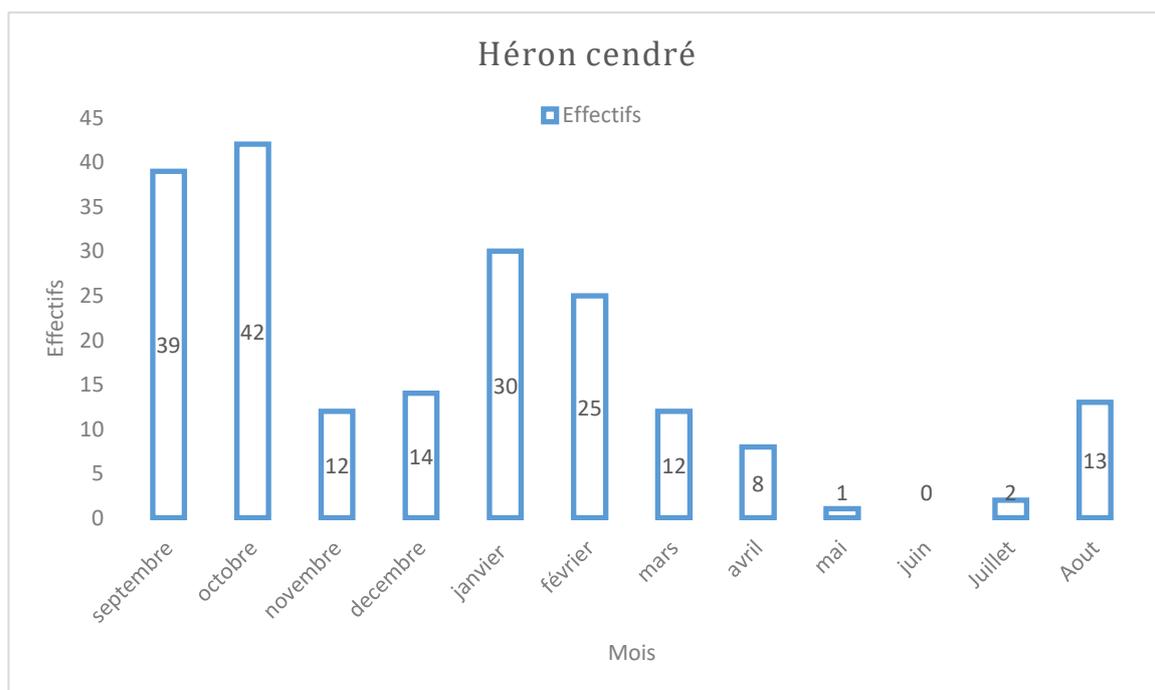


**Figure 35.** Fluctuation des effectifs de l'Aigrette garzette *Egretta garzetta* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.3.3. Héron cendré

Au Lac Tonga, la présence de cette espèce a été signalée durant toute l'année, avec un effectif variant entre 01 et 42 individus et un nombre maximale durant le mois d'octobre (Fig. 36).

La plupart des populations paléarctiques de cette espèce sont entièrement migratrices, se dispersant largement en septembre-octobre après la saison de reproduction et retournant dans les zones de reproduction en février (Kushlan et Hancock, 2005 ; BirdLife International, 2019). Plus au sud, les populations ont tendance à être sédentaires ou seulement partiellement migratrices (BirdLife International, 2019).



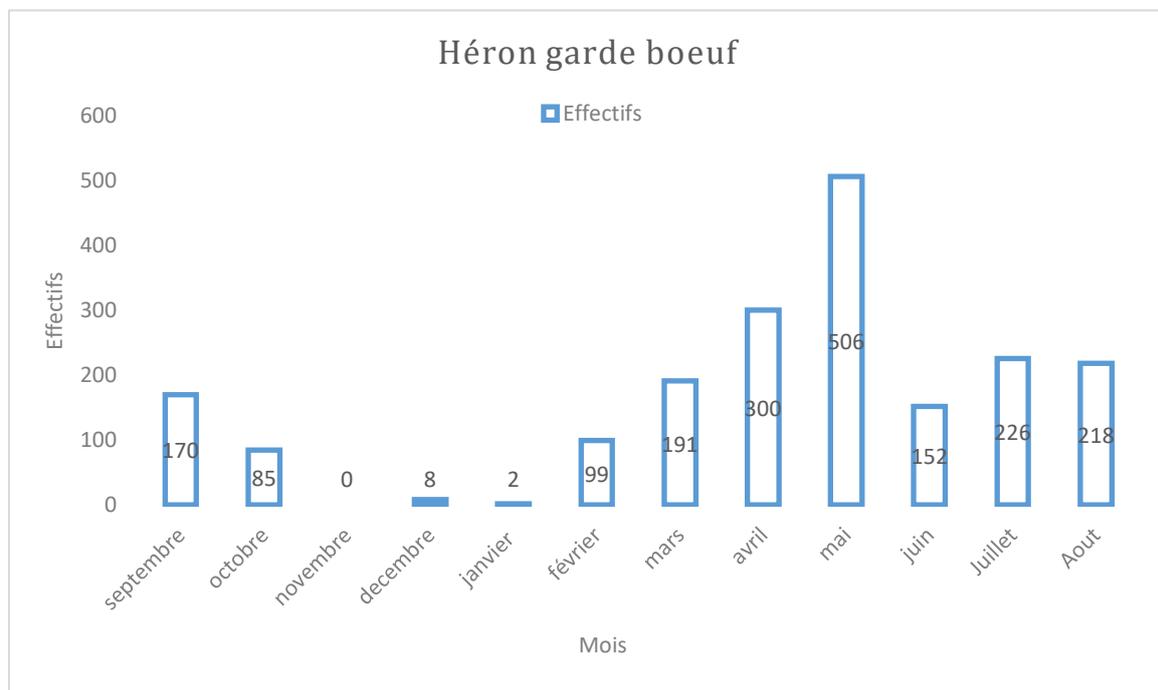
**Figure 36.** Fluctuation des effectifs du Héron cendré *Ardea cinerea* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.3.4. Héron garde bœuf

Le Héron garde bœuf a été rencontré dans les pâturages, les berges du lac et souvent associé au bétail et aux machines agricoles pour capturer des proies perturbées (insectes, escargots...). Durant la période allant de novembre jusqu'au début février des effectifs relativement faibles d'hérons garde bœufs ont été enregistrés, durant cette période, ces Ardeidés se sont localisés principalement aux prairies nord du lac à cause des niveaux d'eau trop élevés. Par contre

l'effectif maximal a été mentionné durant le mois de mai ou nous avons recensé 506 individus (Fig. 37).

La plupart des populations de cette espèce sont partiellement migratrices, effectuant des mouvements de dispersion sur de longues distances liés aux ressources alimentaires en relation avec les précipitations (del Hoyo *et al.*, 1992, BirdLife International, 2019).



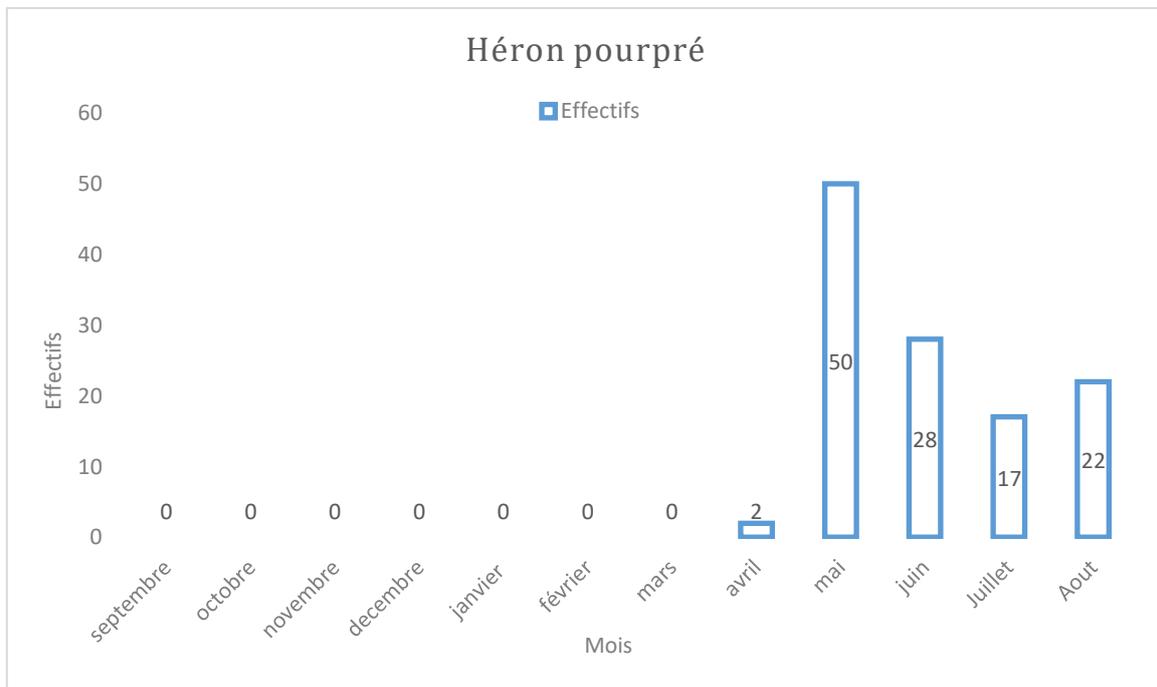
**Figure 37.** Fluctuation des effectifs du Héron garde boeuf *Bubulcus ibis* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.3.5. Héron pourpré

Nous avons enregistré la présence du Héron pourpré seulement durant la période allant du mois d'avril à aout avec un effectif maximal de 50 individus noté durant le mois de mai (Fig. 38). C'est un oiseau migrateur et selon Benyacoub *et al.*, 2011, il part en septembre vers le sud-ouest et franchit parfois l'équateur. Le Héron pourpré niche au Lac Tonga avec d'autres ardéidés.

En effet, les populations qui se reproduisent dans l'ouest du Paléarctique sont migratrices et se déplacent sur un large front entre les zones de reproduction et d'hivernage. Dans l'ouest du Paléarctique l'espèce se reproduit généralement d'avril à juin et il niche souvent à la périphérie des colonies d'autres espèces de hérons (del Hoyo *et al.*, 1992 ; Kushlan et Hancock, 2005). La

migration d'automne a lieu d'août à octobre, le passage de retour au printemps commençant en mars (Hancock et Kushlan 1984, BirdLife International. 2019).

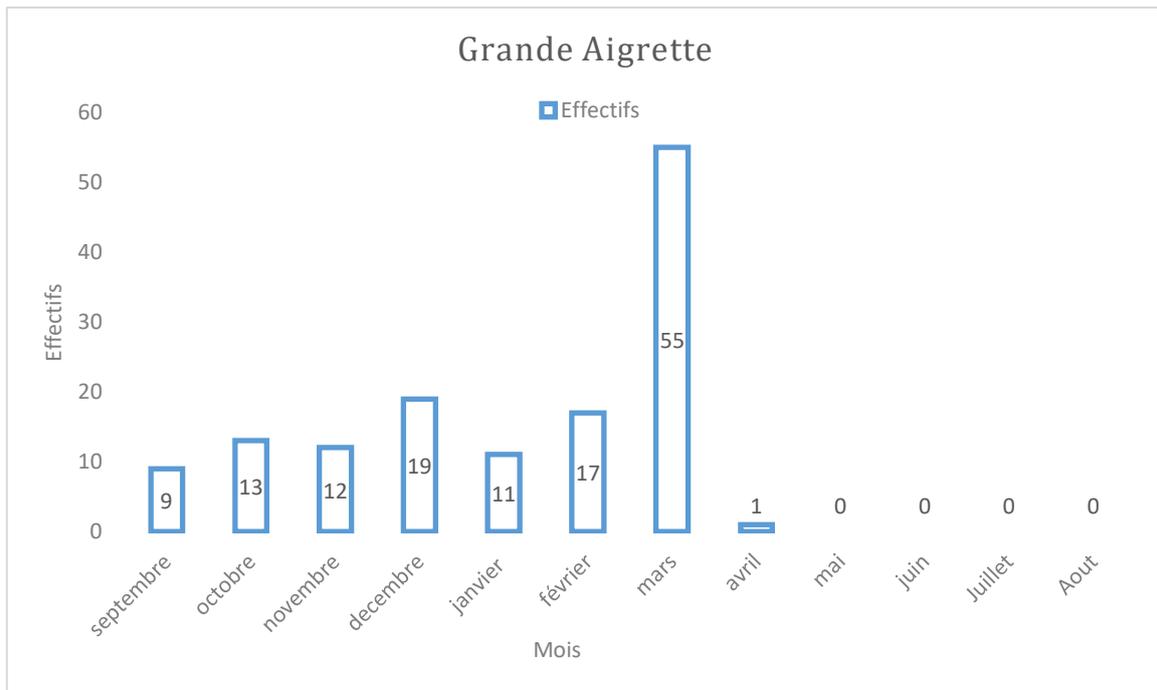


**Figure 38.** Fluctuation des effectifs du Héron pourpré *Ardea purpurea* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.3.6. Grande Aigrette

La Grande aigrette au Lac Tonga a été présente durant la période allant de septembre à mars avec des effectifs variant entre 01 et 55 individus. Le maximum d'individus a été recensé durant le mois de mars (Fig. 39).

Les populations du Paléarctique et du Néarctique sont migratrices (Flint *et al.*, 1984 ; del Hoyo *et al.*, 1992). Toutes les populations de cette espèce subissent des mouvements de dispersion après la reproduction (del Hoyo *et al.*, 1992). Le moment de la saison de reproduction varie géographiquement (del Hoyo *et al.*, 1992), bien que les reproducteurs des zones tempérées aient tendance à nicher au printemps et en été (par exemple d'avril à juillet) (Kushlan et Hancock, 2005; BirdLife International, 2019).

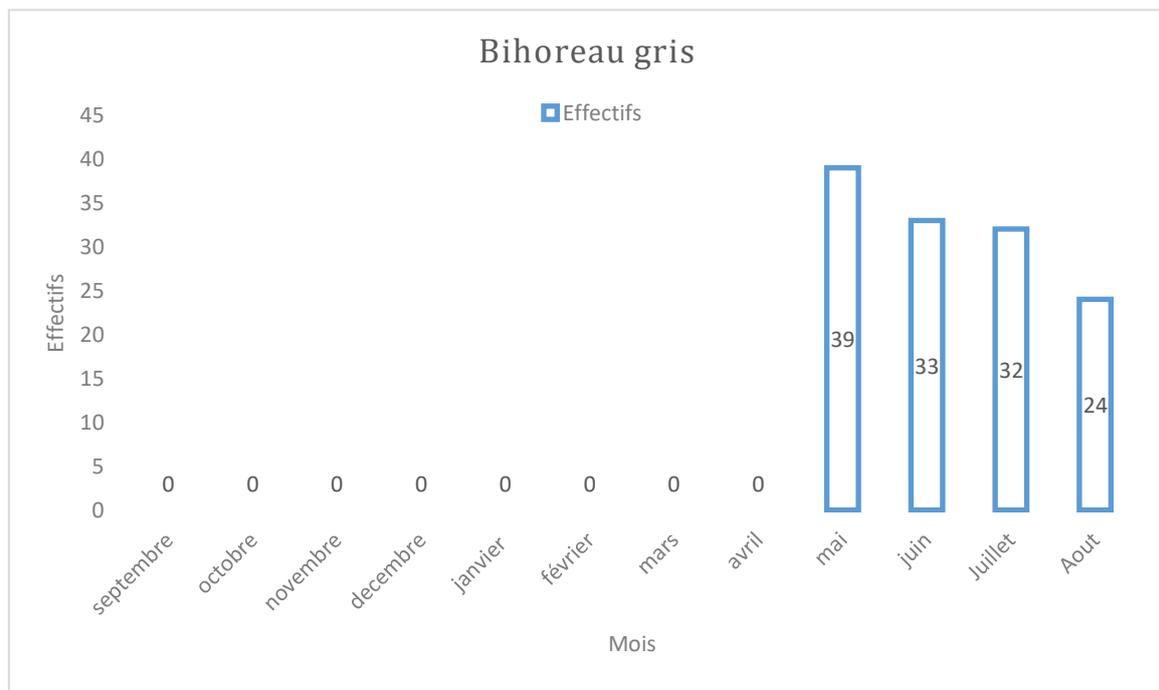


**Figure 39.** Fluctuation des effectifs de la Grande aigrette *Ardea alba* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.3.7. Bihoreau gris

Le Héron bihoreau ou corbeau de nuit, sa présence au Lac Tonga nous l'avons signalé durant la période qui s'étale entre les mois de mai et aout avec un pic maximale de 30 individus recensé durant le mois de mai. Le Bihoreau se reproduit au niveau du Lac Tonga (Fig. 40).

Les populations qui se reproduisent dans le Paléarctique occidental se déplaçant sur un large front à travers le Sahara pour atteindre l'Afrique tropicale (del Hoyo *et al.*, 1992 ; Benyacoub *et al.*, 2011). Les mouvements postnuptiaux vers le sud ont lieu de septembre à octobre et les mouvements de retour vers le nord (pour la période de reproduction en région méditerranéenne et en Europe) ont lieu généralement de mars à mai (Kushlan et Hancock, 2005 ; BirdLife International, 2019).



**Figure 40.** Fluctuation des effectifs du Bihoreau gris *Nycticorax nycticorax* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

## 2.5.4. Phalacrocoracidés

### 2.5.4.1. Grand Cormoran

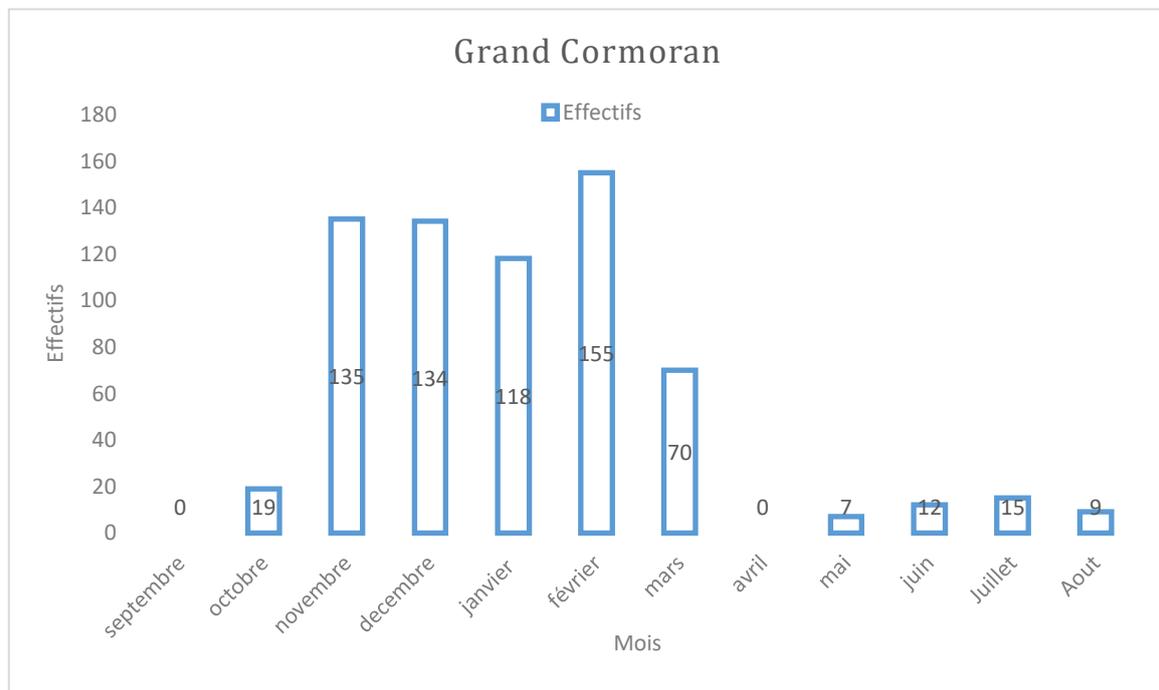
Les Grands cormorans sont présents tout au long de l'année au Lac Tonga, les chiffres les plus élevés étant observés entre le mois de novembre et février. Le pic maximal était de 155 individus (Fig. 41).

Dans toute son aire de répartition, l'espèce est sédentaire ou localement dispersive, par contre les populations du nord effectuant également de forts mouvements migratoires (del Hoyo *et al.*, 1992 ; BirdLife International, 2019). Une grande partie de cette population hivernent dans la partie centrale de la Méditerranée, c'est-à-dire en France méditerranéenne, en Italie, le long des côtes tyrrhénienne et adriatique et en Afrique du Nord en Algérie et en Tunisie principalement au lac de Tunis (Bregnballe *et al.*, 1997 ; Dias *et al.*, 2012). Ces populations migratrices viennent s'ajouter à la population sédentaire.

La Méditerranée centrale, atteinte généralement dès le mois d'octobre (Bregnballe, *et al.*, 1997, Dias *et al.*, 2012) et selon l'étude réalisée par Bregnballe, *et al.*, 1997, cette zone abrite la plus grande proportion de cormorans danois en hiver. Selon la même étude, de nombreux oiseaux

effectuent une halte dans les lacs néerlandais et alpins entre septembre et octobre et atteignent la Méditerranée principalement durant la période allant d'octobre à novembre.

Selon Dias *et al.*, 2012, un grand nombre de facteurs influencent la fidélité du Grand cormoran à un site donné dont les plus importants sont les conditions météorologiques, la disponibilité de nourriture ainsi l'intensité des perturbations humaines.

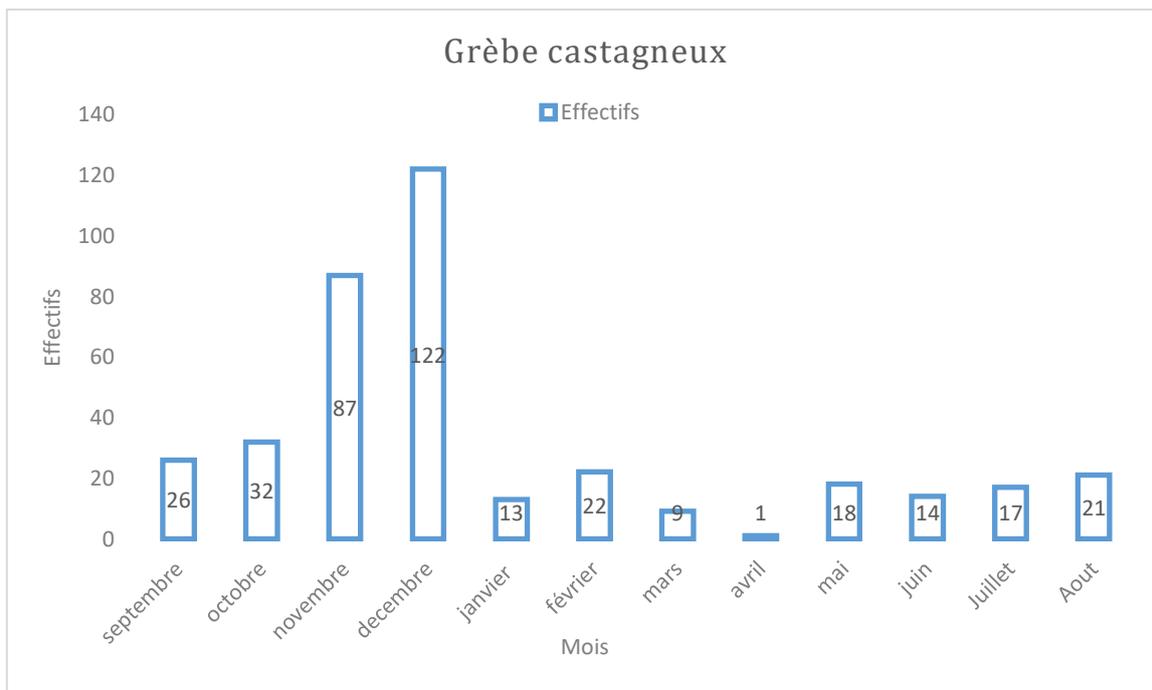


**Figure 41.** Fluctuation des effectifs de Grand cormoran *Phalacrocorax carbo* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

## 2.5.5. Podicipidés

### 2.5.5.1. Grèbe castagneux

Nous avons signalé la présence du Grèbe castagneux durant toute la période du recensement, avec un effectif maximal de 122 individus enregistré en décembre (Fig. 42). Le Grèbe castagneux se reproduit sur le site et plusieurs nids ont été recensés durant notre période d'étude. Cette espèce est sédentaire, localement dispersive ou totalement migratrice selon les températures hivernales de ses zones de reproduction (del Hoyo *et al.*, 1992 ; BirdLife International, 2019).

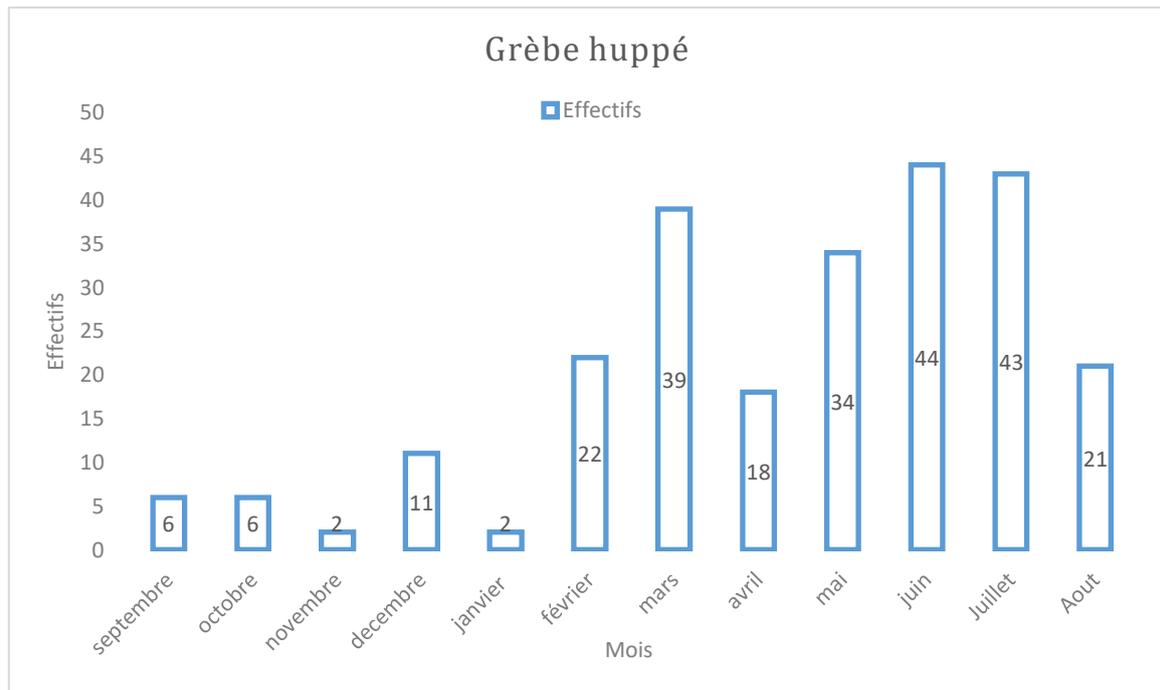


**Figure 42.** Fluctuation des effectifs de Grèbe castagneux *Tachybaptus ruficollis* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.5.2. Grèbe huppé

Sur le Lac Tonga nous avons signalé la présence du Grèbe huppé durant toute l'année, avec un effectif maximal de 44 individus enregistré en juin (Fig. 43). Cette espèce est entièrement migratrice, bien que certaines populations ne puissent subir que des mouvements locaux de dispersion (del Hoyo *et al.*, 1992 ; BirdLife International, 2019).

Le Grèbe huppé se reproduit au Lac Tonga et la ponte est entamée dès le début du mois d'avril. 20 nids ont été recensés durant notre suivie à l'ouest et au sud-ouest du plan d'eau (Fig. 44).



**Figure 43.** Fluctuation des effectifs de Grèbe huppé *Podiceps cristatus* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.



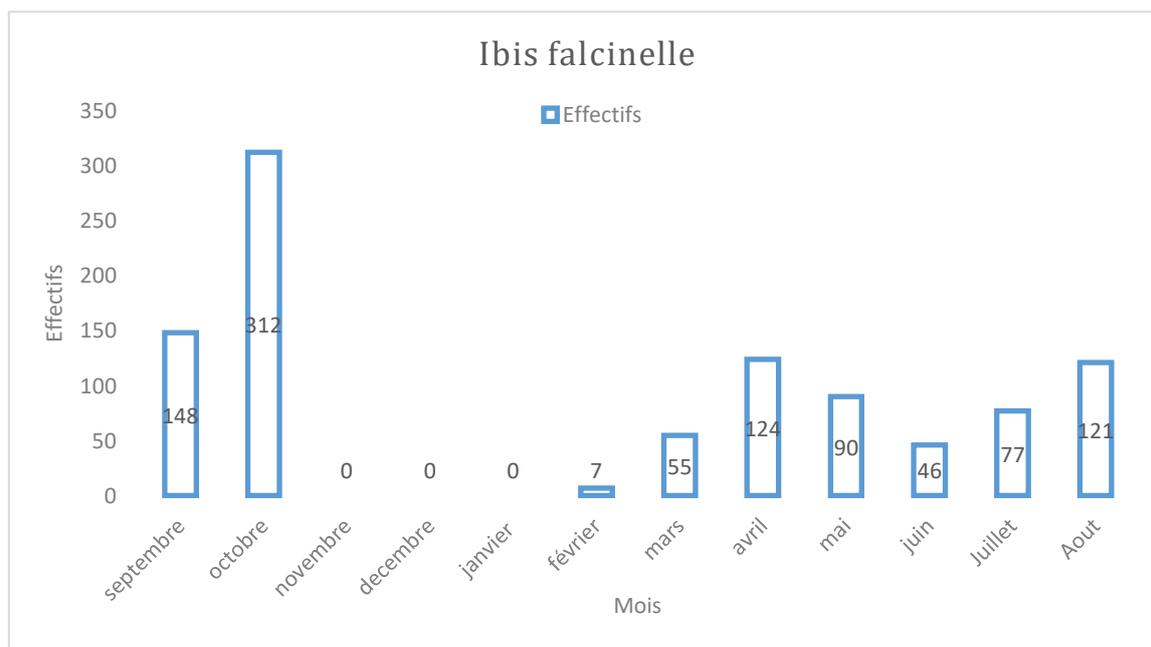
**Figure 44.** Nid Grèbe huppé *Podiceps cristatus* avec 01 œuf (à gauche). Nid de Grèbe huppé avec 06 œufs (à droite) au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) (Cliché Loucif K, 2016).

## 2.5.6. Threskiornithidés

### 2.5.6.1. Ibis Falcinelle

Les effectifs de l’Ibis falcinelle ont variés entre 07 et 312 individus. Les effectifs les plus importants ont été observés durant les mois de septembre et octobre avec un pic maximal atteint durant ce dernier (Fig. 45). ceci s’explique par le passage postnuptial qui concerne probablement les populations migratrice d’Ukraine, qui franchissent le Sahara et hivernent dans le bassin du Niger (Isenmann et Moali, 2000 ; Benyacoub *et al.*, 2011), ses effectifs coïncidés aussi avec la période sèche du marais de la Mekhada. La période entre la fin novembre et la fin janvier était caractérisée par l’absence de cette espèce sur le Lac Tonga, cette absence été associée à une augmentation des niveaux d’eau du lac perturbant ainsi l’accès aux ressources alimentaires. Les individus se sont probablement déplacés vers d’autres sites en particulier les marais de la Mekhada. L’Ibis falcinelle niche au niveau du Lac Tonga (Belhadj *et al.*, 2007 ; Benyacoub *et al.*, 2011).

Toutes les populations de cette espèce subissent des mouvements de dispersion après la reproduction. En outre, les populations nicheuses du nord sont entièrement migratrices et peuvent se déplacer sur un large front (par exemple à travers le Sahara) (Brown *et al.*, 1982 ; del Hoyo *et al.*, 1992 ; BirdLife International, 2019).



**Figure 45.** Fluctuation des effectifs de l’Ibis falcinelle *Plegadis falcinellus* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l’Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

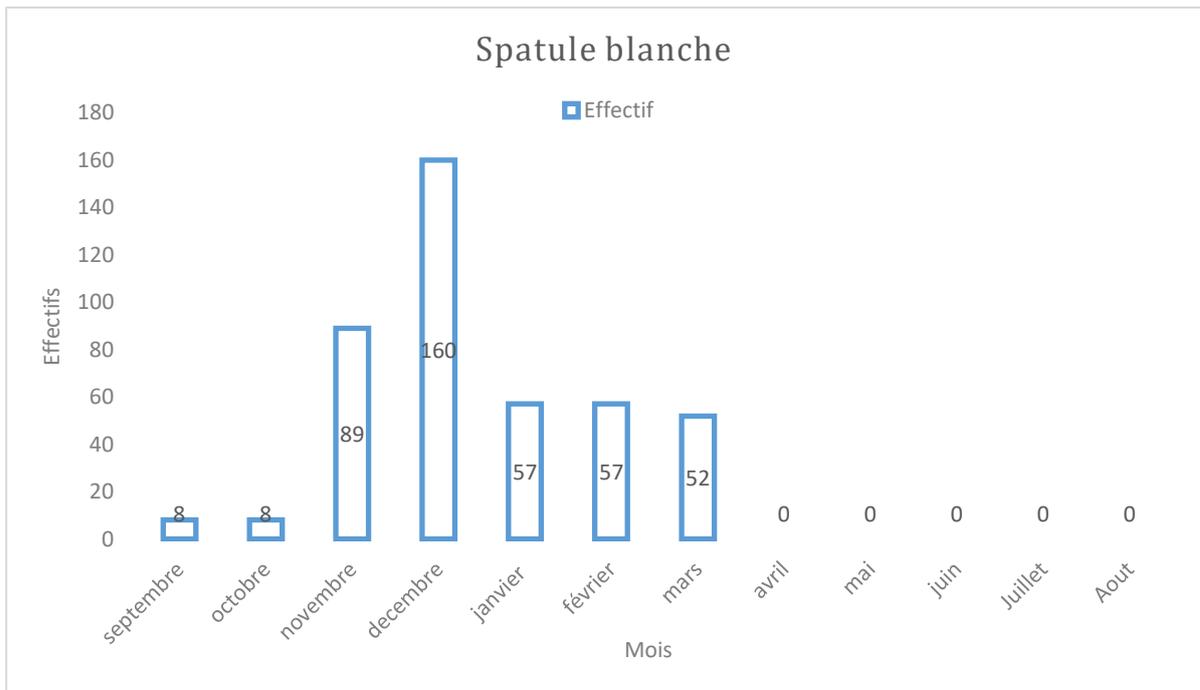
### 2.5.6.2. Spatule blanche

La présence de la Spatule blanche au Lac Tonga a été signalée de septembre à mars, les effectifs les plus faibles ont été enregistrés au mois de septembre et octobre avec un groupe de 08 individus rencontré au sud-ouest du lac. L'effectif maximal a été enregistré durant le mois de décembre avec 160 individus regroupé sur des îlots isolés à l'est du lac (Fig. 46).

Concernant la migration, les populations d'Europe occidentale suivent les côtes atlantiques jusqu'aux zones humides atlantiques marocaines et l'Afrique du Nord tropicale, certains continuant à hiverner au Sénégal et en Guinée-Bissau (Triplet *et al.*, 2006 ; Azafzaf *et al.*, 2006; Smart *et al.*, 2007 ; Triplet *et al.* 2008 ; Navedo *et al.*, 2010 ; Lok *et al.*, 2011 ; Lok *et al.*, 2015 ).

Selon la recherche effectuée par Smart *et al.* en 2007, un nombre considérable de Spatules blanches se reproduisant en Europe centrale dans la partie occidentale du bassin du Danube migrent à travers la Méditerranée et hivernent dans les lagunes d'Afrique du nord, en particulier dans le golfe de Gabès en Tunisie et des nombres plus faibles hivernent dans d'autres zones humides d'eau douce en Algérie. Selon la même étude, un nombre réduit de Spatules blanches traversent le Sahara.

Dans le cadre du suivi des spatules blanche de la Camargue (France) par les équipes de la Tour du Valat (Institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes, France) et de ses partenaires, des balises GPS ont été placées sur les spatules blanches et dont les informations sont directement accessibles via une application (*Animal Tracker, Max Planck Society*) dont nous consultant régulièrement. Durant la saison d'hivernage 2019-2020, l'une des spatules munies de balise GPS a quitté directement la Camargue, cette individu a franchi plus de mille kilomètres pour atteindre à la mi-septembre l'éco-complexe de Guerbes-Sanhadja (Garaet Beni M'hamed, et Garet Haouas) et le quitte après quelques heures pour rejoindre le Lac Fetzara. Durant la dernière semaine du mois d'octobre cette Spatule blanche quitte le Lac Fetzara pour atteindre le Lac Obeira (PNEK) et Lac des Oiseaux pour une courte durée puis la Tunisie (Le barrage de Sidi Barrak près de la ville de Nefza). Durant les premiers jours de mois de novembre (04 Novembre 2019) cet individu quitte le barrage de Sidi Barrak en Tunisie pour retourner vers le Lac Fetzra en Algérie afin de passer le reste de la période d'hivernage entre le Lac Fetzara et l'éco-complexe de Guerbes-Sanhadja (Garaet Beni M'hamed, et Garet Haouas) avec un court passage vers les marais de la Mekhada à la fin du mois de novembre.

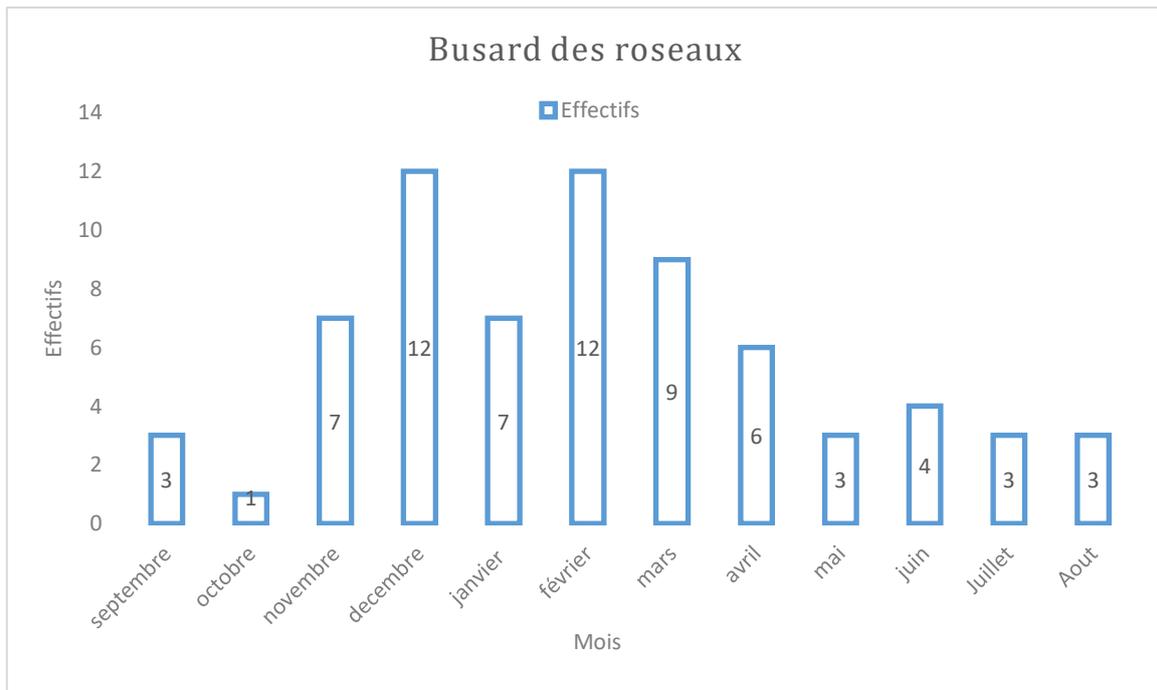


**Figure 46.** Fluctuation des effectifs de la Spatule blanche *Platalea leucorodia* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

## 2.5.7. Accipitridés

### 2.5.7.1. Busard des roseaux

Nous avons rencontré le Busard des roseaux durant toute l'année avec de faibles effectifs variant entre 01 et 12 individus (Fig. 47). Bien que le busard des roseaux est principalement migrateur (Benyacoub *et al.*, 2011, BirdLife International., 2019) ; les populations d'Europe occidentale, d'Afrique du Nord et du sud de son aire de répartition en Asie étant généralement sédentaires (del Hoyo *et al.*, 1994 ; Ferguson-Lees et Christie, 2001 ; BirdLife International, 2019).



**Figure 47.** Fluctuation des effectifs du Busard des roseaux *Circus aeruginosus* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

## 2.5.8. Pandionidés

### 2.5.8.1. Balbuzard pêcheur

Le Balbuzard pêcheur a été rencontré seulement durant les mois d'octobre, novembre et janvier avec des effectifs faibles entre 01 et 07 individus, observé le plus souvent sur des perchoirs au niveau du Lac Tonga.

## 2.5.9. Phoenicoptéridés

### 2.5.9.1. Flamant rose

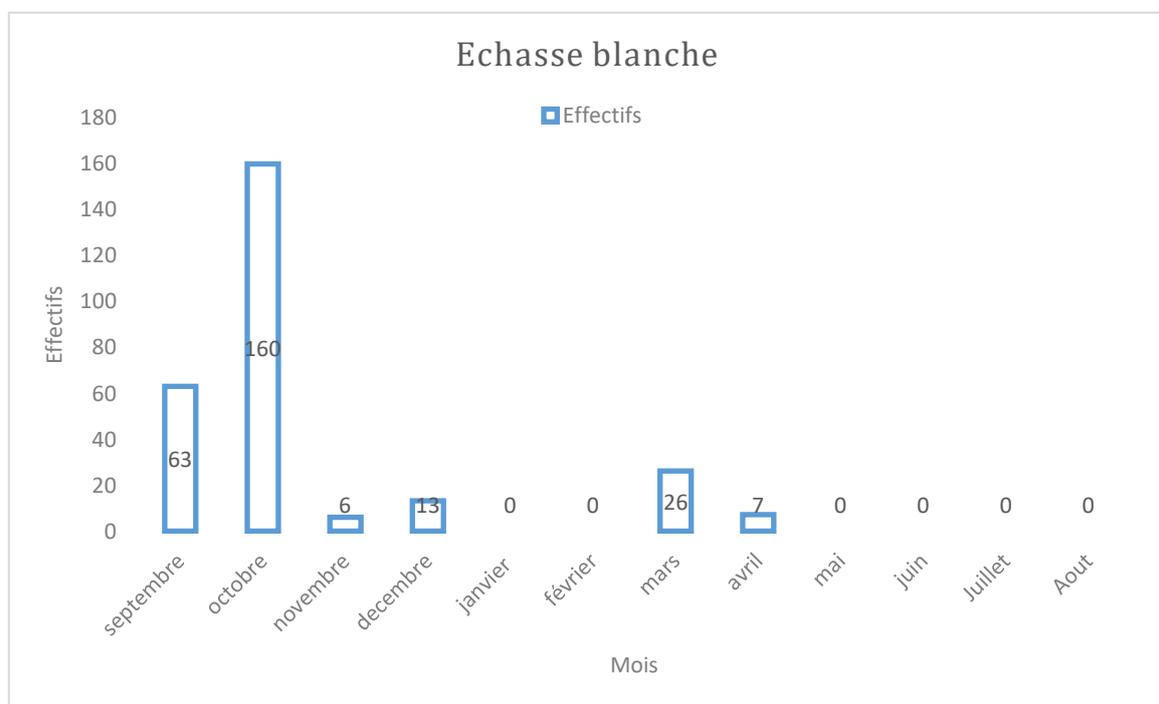
Le Flamant rose a été rencontré au sud-ouest du lac en groupe de 15 individus entre adultes et juvéniles durant les mois de septembre et octobre, utilisant ainsi le Lac Tonga comme sites d'escale pour se rendre dans des régions plus au sud. Les juvéniles, et dans une moindre mesure les adultes, sont susceptible d'effectués des mouvements migratoires partielle irrégulières dans toute l'aire de répartition de l'espèce en réponse aux changements de niveau d'eau ou à la disponibilité de la nourriture. Les peuplements du Flamant rose du Paléarctique sont partiellement migrateurs et se rendent régulièrement dans des régions plus chaudes en hiver via

des sites d'escale privilégiés (Brown *et al.*, 1982 ; del Hoyo *et al.*, 1992 ; Mateo *et al.*, 1998 ; Snow et Perrins, 1998 ; Hockey *et al.*, 2005; BirdLife International, 2019)

## 2.5.10. Récurvirostridés

### 2.5.10.1. Echasse blanche

Les effectifs les plus importants ont été enregistrés durant les mois de septembre et octobre avec un maximum de 160 individus (Fig. 48). C'est une espèce migratrice, elle hiverne en Afrique du nord (Benyacoub *et al.*, 2011). Les populations du nord effectuent des mouvements migratoires de longue distance, se déplaçant vers le sud pour l'hivernage entre août et novembre et retournant à leurs zones de reproduction entre mars et avril (Hayman *et al.*, 1986 ; Benyacoub *et al.*, 2011 ). Dans les régions plus tempérées, l'espèce est cependant sédentaire ou seulement localement dispersive (del Hoyo *et al.*, 1996 ; BirdLife International, 2019).

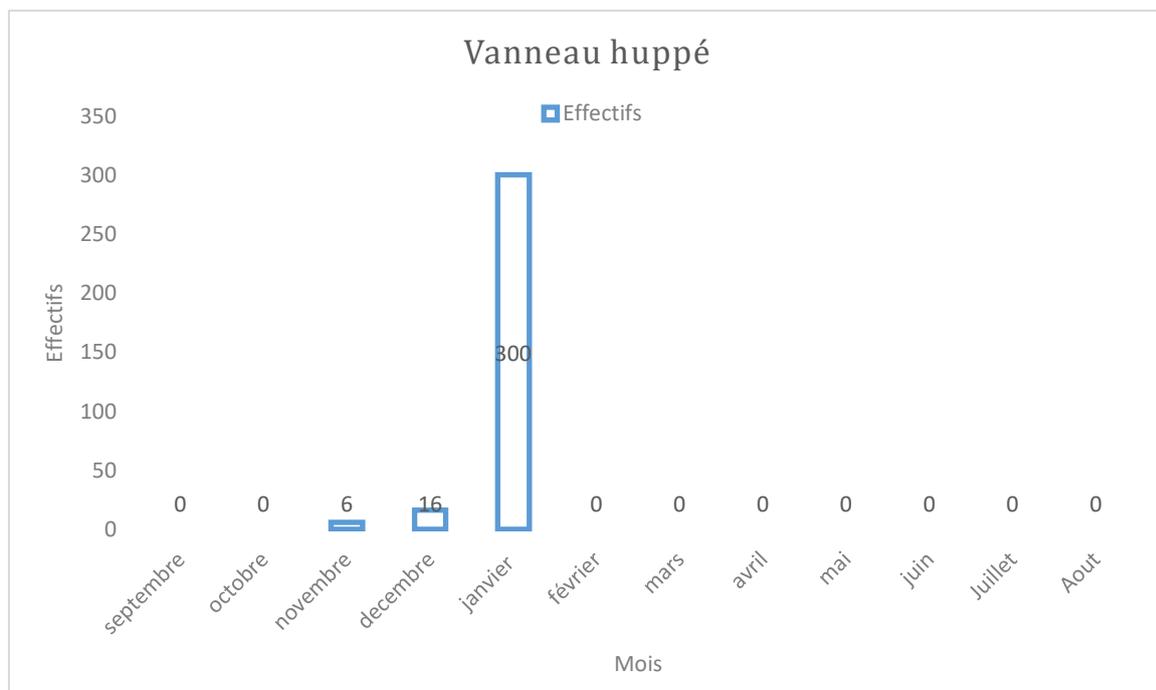


**Figure 48.** Fluctuation des effectifs de l'Echasse blanche *himantopus himantopus* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

## 2.5.11. Charadriidés

### 2.5.11.1. Vanneau huppé

Au Lac Tonga, nous avons rencontrés les vanneaux dans les prairies inondées dans la partie sud du site. On a dénombré jusqu'à 300 individus au mois de janvier (Fig. 49). La plupart des populations d'Europe de cette espèce sont entièrement migratrices et se déplacent sur un large front, bien que certaines populations reproductrices des régions plus tempérées soient sédentaires (del Hoyo *et al.*, 1996 ; Snow et Perrins, 1998 ; BirdLife International, 2017).



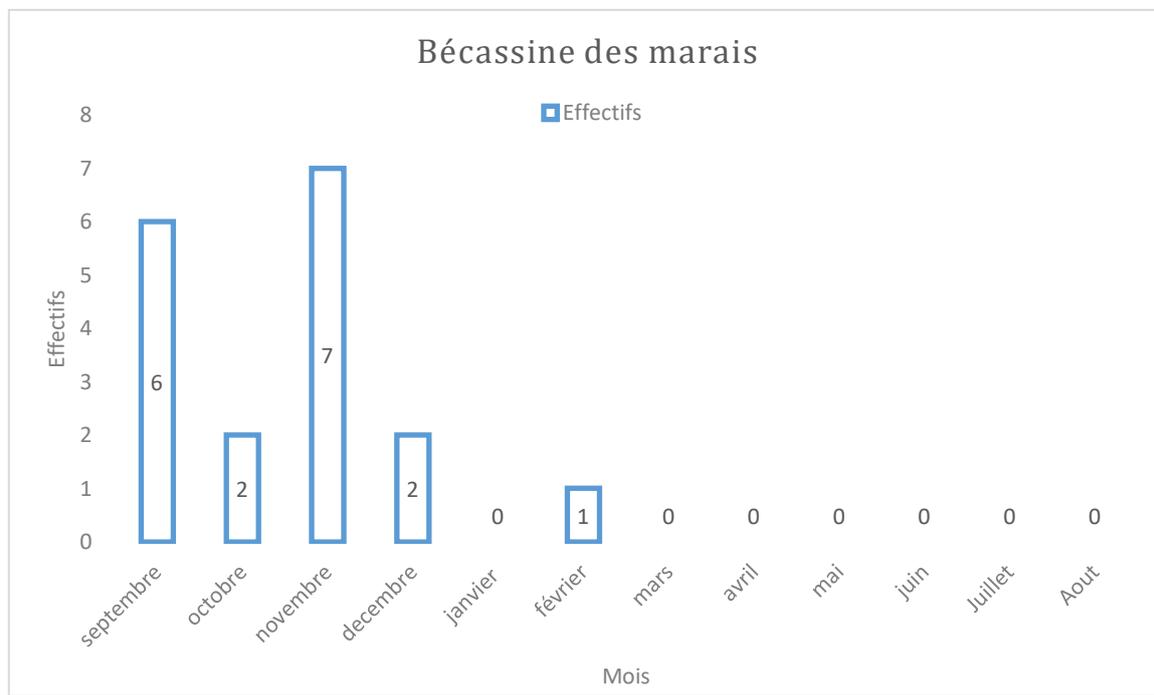
**Figure 49.** Fluctuation des effectifs du Vanneau huppé *Vanellus vanellus* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

## 2.5.12. Scolopacidés

### 2.5.12.1. Bécassine des marais

La présence de la bécassine des marais a été mentionnée au niveau de la région sud du site avec des effectifs relativement faibles, on a dénombré entre 01 et 07 individus durant la période allant de septembre à février (Fig.50). Cette espèce est principalement migratrice, hivernant en Europe et en Afrique. Il est fortement probable que les oiseaux qui hivernent dans les régions afrotropicales viennent de Russie et traversent le Sahara sur un large front avec une preuve d'une grande fidélité aux sites de halte. L'arrivée en Afrique du Nord se faisant principalement

de fin septembre à début octobre. La plupart des oiseaux quittent l'Afrique pour la migration de printemps en mars ; ils traversent l'Europe de mars à début Mai (Van Gils *et al.*, 2015 ; BirdLife International, 2019).



**Figure 50.** Fluctuation des effectifs de la Bécassine des marais *Gallinago gallinago* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.12.2. Chevalier guignette

Nous avons rencontré cette espèce dans la période qui s'étale de septembre à décembre avec un nombre qui varie entre 01 et 11 individus, les effectifs les plus importants ont été enregistrés aux mois de septembre et octobre avec respectivement 09 et 11 individus, en décembre nous avons compté un seul Chevalier guignette au niveau du site.

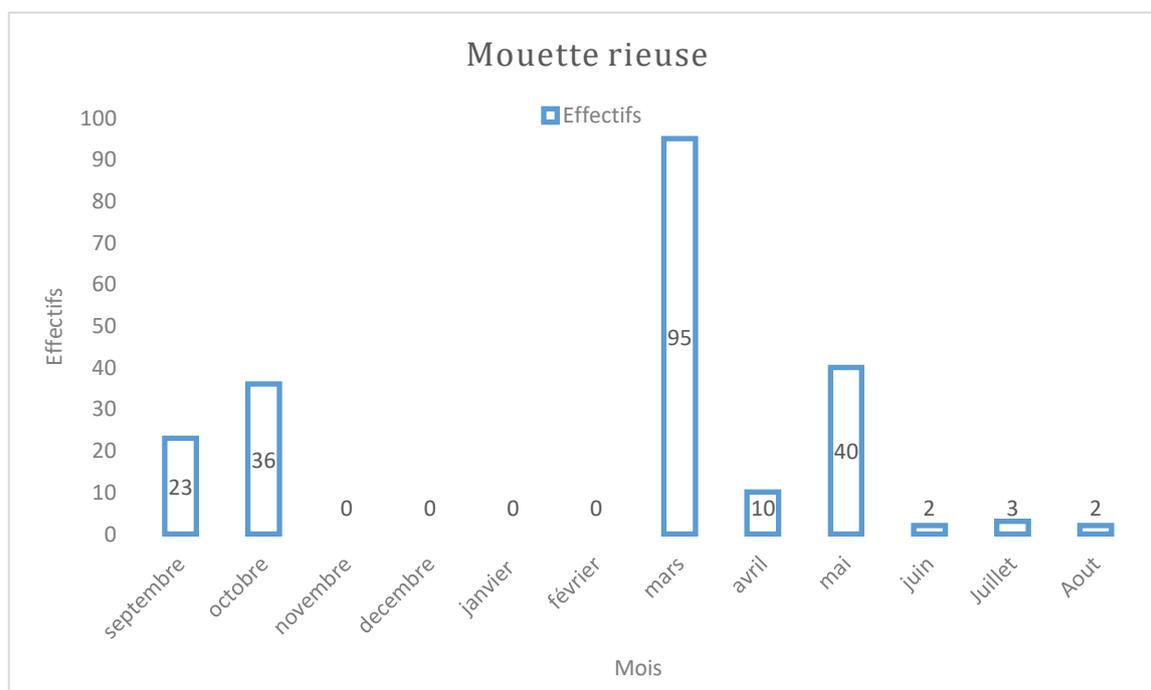
Cette espèce est un migrateur complet, qui se déplace de nuit sur un large front traversant à la fois les déserts et les montagnes (del Hoyo *et al.*, 1996). La population européenne qui hiverne en Afrique de l'Ouest migre vers le sud entre la mi-juillet et le mois d'août (les juvéniles suivent un mois plus tard), et revient dans les zones de reproduction de fin mars à avril (del Hoyo *et al.*, 1996 ; Snow et Perrins, 1998 ; BirdLife International, 2016).

## 2.5.13. Laridés

### 2.5.13.1. Mouette rieuse

Durant notre période de recensement, nous avons rencontré ce Laridé durant les mois de septembre et octobre suivie d'une période d'absence entre les mois de novembre et février ensuite nous avons signalé un pic maximal avec 95 individus au mois de mars suivi d'une baisse considérable du nombre (Fig. 51). Les populations de cette espèce qui se reproduisent dans le nord sont fortement migratrices, bien que les populations des basses latitudes aient tendance à être sédentaires ou localement dispersives. En été cette espèce fréquente les roselières, les îles, les marais et les étangs alors quand hiver, elle fréquente les côtes, les campagnes cultivées et les villes (del Hoyo *et al.*, 1996 ; BirdLife International, 2018).

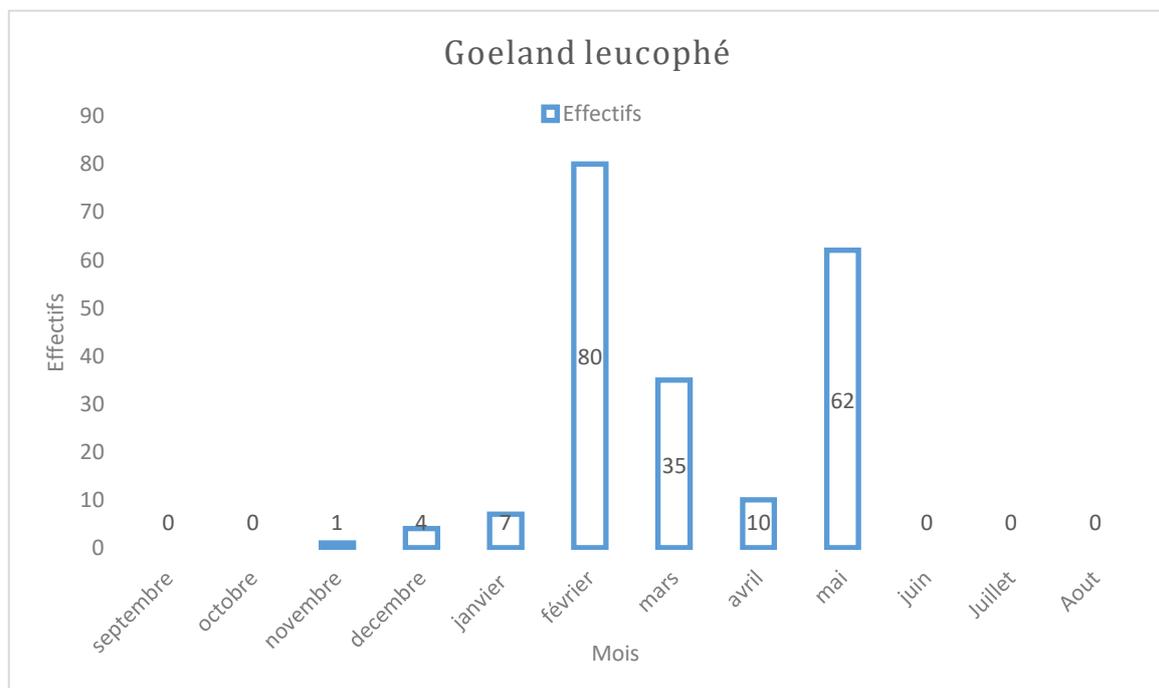
Cette espèce se reproduit principalement à l'intérieur des terres et montre une préférence pour les habitats de zones humides peu profondes et calmes, avec une végétation luxuriante (Flint *et al.*, 1984 ; del Hoyo *et al.*, 1996 ; Snow et Perrins, 1998 ; BirdLife International, 2018).



**Figure 51.** Fluctuation des effectifs de la Mouette rieuse *Larus ridibundus* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.13.2. Goéland leucophé

Le Goéland leucophé a été observé au Lac Tonga dans la période allant de novembre à mai, le maximum de l'effectif a été enregistré au mois de février avec 80 individus (Fig. 52). Les populations de Goéland leucophé peuvent être dispersives ou sédentaires (del Hoyo *et al.*, 1996). Bien que le moment exact de la reproduction varie géographiquement (Olsen et Larsson, 2004), l'espèce se reproduit généralement de la mi-mars à avril (del Hoyo *et al.*, 1996 ; Snow et Perrins, 1998). Durant la période de reproduction, les Goéland leucophé peuvent se nourrir dans les marais côtiers (Snow et Perrins, 1998 ; BirdLife International, 2019). En dehors de la saison de reproduction, l'espèce, se rassemblant autour des ports, des havres et décharges, elle fréquente également les champs cultivés (le Grand *et al.*, 1984 ; del Hoyo *et al.*, 1996 ; Snow et Perrins, 1998 ; Olsen et Larsson, 2004 ; BirdLife International, 2019).

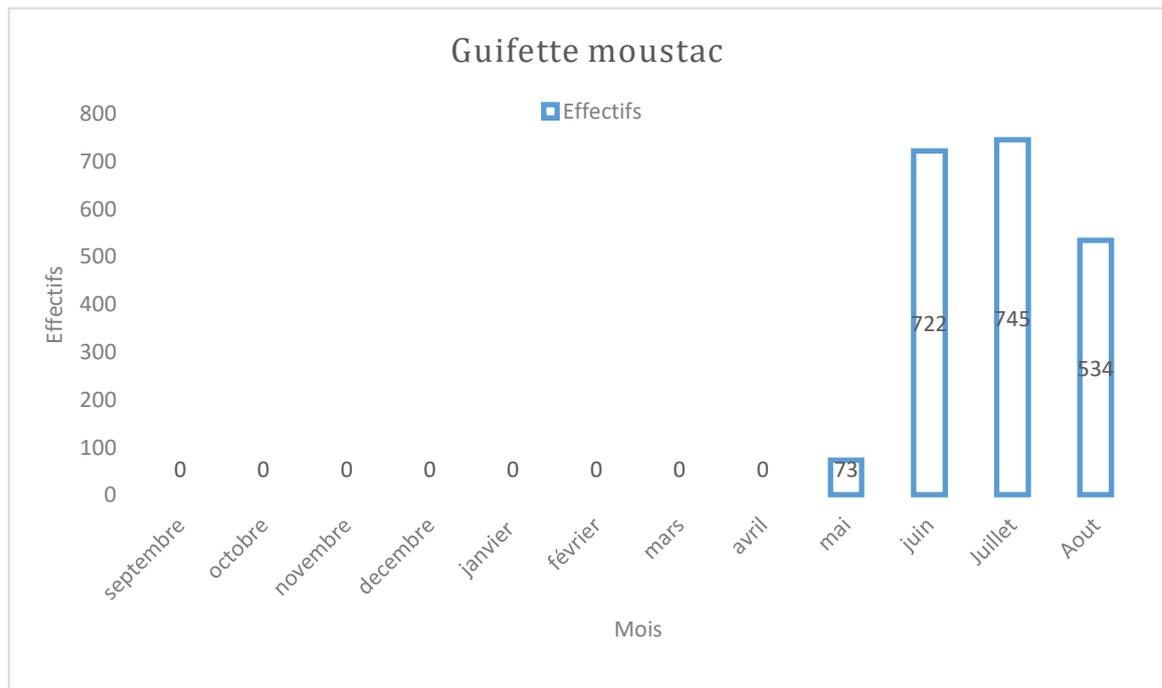


**Figure 52.** Fluctuation des effectifs du Goéland leucophé *Larus michahellis* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l'Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

### 2.5.13.3. Guifette moustac

La Guifette moustac a été signalé de la fin du mois de mai jusqu'au mois d'aout. Des effectifs de 722 et 745 individus ont été enregistrés respectivement durant les mois de juin et de juillet (Fig. 53). La Guifette moustac niche au Lac Tonga et ses nids sont reliés aux nénuphars (*Nymphaea alba*). Selon l'étude réalisée par Bakaria *et al.*, 2009, c'est la plus grande colonie

nicheuse d’Afrique du nord. La Guifette moustac est une espèce migratrice estivante nicheuse au Lac Tonga. Nous avons recensé plusieurs nids de cette espèce dans la région nord-ouest du lac. Les populations de cette espèce qui se reproduisent dans le nord sont entièrement migratrices, tandis que les reproducteurs tropicaux sont plus nomades ou localement dispersifs (del Hoyo *et al.*, 1996 ; BirdLife International., 2017).



**Figure 53.** Fluctuation des effectifs de la Guifette moustac *Chlidonias hybrida* au niveau du Lac Tonga (nord-est de l’Algérie) durant la période allant de Septembre 2017 à Aout 2018.

Le Lac Tonga (Site Ramsar depuis 1983) présente encore une diversité considérable en termes d’espèces aviennes aquatiques, qui est déterminée principalement par la diversité des habitats distribués sur l’ensemble de la superficie du site. Cette réserve naturelle reste un lieu de nidification pour plusieurs espèces aviennes et une principale source de recrutement pour une multitude d’espèces d’oiseaux aquatique ainsi qu’une zone de transit et de passage des oiseaux d’eau vers les sites d’hivernage situés plus au sud. Par contre, en comparons nos résultats avec ceux obtenus suite à des études antérieures (Boumezbeur, 1993), nous avons constaté un déclin marqué de la diversité et une baisse considérable en terme d’effectifs chez les espèces d’oiseaux aquatique avec une large dominance en terme d’abondance par certains espèces en particulier la Foulque macroule, en dépassant de loin les effectifs des autres espèces recensées, nos résultats corroborent en grande partie avec ceux obtenus par Elafri *et al.*, 2016. Ce déséquilibre

en termes d'abondance au sein du peuplement avien de la réserve naturelle du Lac Tonga et du principalement au dérangement et aux perturbations occasionnées par l'homme (Chase intense, fréquentation des sites de nidification, la pêche), ainsi que l'état d'eutrophisation avancé de ce plan d'eau (Loucif *et al.*, 2020). Il est important aussi de signaler la préférence de la Foulque macroule pour les lacs eutrophes (Del Hoyo *et al.*, 1996 ; Taylor et van Perlo, 1999 ; Snow et Perrins, 1998 ).

### **3. Sélection des sites de nidification et écologie de la reproduction du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*)**

Fournir un habitat de nidification attrayant et de haute qualité aux espèces d'oiseaux nicheurs est l'une des principales préoccupations des biologistes de la conservation des oiseaux. Pour y parvenir, il est important de comprendre comment les oiseaux identifient et sélectionnent les sites de nidification (Ringelman *et al.*, 2017 ; Metallaoui *et al.*, 2020).

La qualité de l'habitat change inévitablement au fil du temps ; l'adaptabilité à ces changements est donc une question clé de la biologie de la conservation (Lebbin *et al.*, 2010). Les oiseaux peuvent connaître des déclin de population lorsqu'ils se fient à des indices environnementaux qui n'indiquent pas de manière fiable des sites de nidification de haute qualité. Alors que les espèces qui ont un choix d'habitat adaptatif devraient être en mesure de mieux s'adapter aux conditions changeantes (Møller *et al.*, 2010 ; Sih, 2013).

Les canards sont des espèces qui fournissent plusieurs services écosystémiques (Baldassarre et Bolen, 2006 ; Green et Elmberg, 2014). La sélection de l'habitat par ces espèces est fortement corrélée à leur succès de reproduction (Sjöberg *et al.*, 2000 ; Gunnarsson *et al.*, 2004 ; Elmberg *et al.*, 2005). Par conséquent, il est essentiel, tant pour la gestion durable que pour les efforts de conservation, de comprendre l'utilisation de l'habitat des canards et ses effets sur le succès de la reproduction (Baldassarre et Bolen, 2006 ; Holopainen *et al.*, 2015).

De nombreuses études ont simplement décrit l'utilisation de l'habitat par le Fuligule nyroca et peu d'efforts ont été consacrés à cette espèce au niveau du micro-habitat (Boumezbeur, 1993 ; Lebedeva et Markitan, 2001 ; Petkov, 2003, 2012 ; Fouzari *et al.*, 2015 ; Djelailia *et al.*, 2018). Ainsi, la littérature indique que l'étude des paramètres du site influençant la sélection du site de nidification et le succès de nidification est largement négligée (Fouzari *et al.*, 2015). Il en va de même pour les influences des paramètres de nidification et du site de nidification sur le succès de reproduction de cette espèce.

Afin de faciliter les actions de conservation et d'améliorer la gestion de la biologie de reproduction du Fuligule nyroca dans les zones humides d'Afrique du Nord, il est indispensable de comprendre l'influence des caractéristiques des zones humides sur la sélection des sites de nidification et les paramètres de reproduction de cette espèce. En outre, le traitement de ces aspects aiderait à identifier les lacunes dans nos connaissances sur l'écologie de ce canard plongeur à l'échelle régionale, qui entravent en fait les efforts de conservation. Le fait de combler les lacunes en matière d'information sur les caractéristiques de l'habitat qui influent sur la sélection des sites de nidification et le succès de reproduction permettrait également de fournir de meilleures informations pour aider les décideurs et donc de contribuer à la planification régionale de la conservation.

### **3.1. Modèle biologique ; Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*)**

Le Fuligule nyroca (*Aythya nyroca* Gldenstdt, 1770) est un canard plongeur très répandu en Afrique, en Asie et en Europe (Robinson et Hughes, 2006 ; BirdLife International, 2017). Cette espèce se reproduit principalement en Asie du Sud-Ouest, en Europe centrale et orientale et en Afrique du Nord (principalement dans le parc national d'El Kala en Algérie) (Callaghan, 1999 ; Vinicombe, 2000 ; Djelailia *et al.*, 2018) (Annexe S5). L'espèce est actuellement classe comme "Quasi menacée", car elle connaît un déclin mondial modérément rapide (BirdLife International, 2017, 2018). Les principales raisons de son déclin sont la dégradation et la destruction des habitats (Del Hoyo *et al.*, 1992 ; Vinicombe, 2000 ; Kear, 2005 ; Robinson et Hughes, 2006).

La chasse des adultes et la collecte des œufs pour la consommation locale constituent une menace sérieuse pour l'espèce dans son aire de reproduction (Del Hoyo *et al.*, 1992 ; Vinicombe, 2000 ; Robinson et Hughes, 2006). La dégradation de l'habitat par l'introduction d'espèces non indigènes a aggravé la situation. Par exemple, l'introduction volontaire et/ou accidentelle de poissons dans les lacs (par exemple la carpe *Ctenopharyngodon idella*) a des effets négatifs sur le succès de reproduction des canards plongeurs en raison de la compétition pour les proies invertébrées ou de la prédation des poissons sur les canetons (Elmberg *et al.*, 2010). L'intensité et la fréquence des sécheresses dues au changement climatique mondial constituent également une menace pour l'espèce dans une partie de son aire de répartition (Robinson et Hughes, 2006).

## 3.2. Résultats

### 3.2.1. Caractéristiques des nids et des œufs

Au lac Tonga, les *Fuligule nyroca* ont niché sur des îlots flottants au large ( $n=44$ ), sur des troncs d'aulnes glutineux *Alnus glutinosa* ( $n=4$ ) et dans des héliophytes ( $n=2$ ), la hauteur moyenne de la végétation variant entre 0.5 et 3.6 m ( $1.3 \pm 0.1$  m, moyenne  $\pm$  SEM), à une distance de  $753.5 \pm 29$  m (Intervalle : 165-1014 m) de la rive du lac. Les nids mesuraient en moyenne  $28 \pm 0,6$  cm (Intervalle : 18-37 cm) pour le diamètre extérieur,  $18.6 \pm 0.4$  cm (Intervalle : 13-28 cm) pour le diamètre intérieur, et  $7.4 \pm 0.4$  cm (Intervalle : 0-12 cm) pour la profondeur du nid. Ils sont construits à une hauteur moyenne de  $6.5 \pm 2.8$  cm (fourchette : 0-90 cm) au-dessus du niveau de l'eau (Tab 10). Il y a eu des variations dans la taille des nids entre les deux années d'étude ; avec des tailles de nids relativement plus petites pendant la saison de reproduction 2016 qu'en 2017. De même, la taille des nids et la profondeur de l'eau sous les nids ont varié en fonction de l'emplacement des nids. Il est à noter que les nids centraux avaient des dimensions plus importantes que les nids périphériques, et que ces derniers étaient construits à une très faible hauteur par rapport au niveau de l'eau. La longueur des œufs variait entre 47.0-54.3 mm (moyenne =  $50.9 \pm 0.2$  mm) et la largeur entre 36.0-39.7 mm (moyenne =  $37.8 \pm 0.1$  mm), avec un volume moyen de  $37.0 \pm 0.3$  cm<sup>3</sup> et un indice de forme de  $74.2 \pm 0.3$  %. Les œufs pesaient en moyenne  $40.4 \pm 0.3$  g (Intervalle : 30.4-47.9 g) (Tab 10).

**Tableau 10.** Caractéristiques des nids, des sites de nidification et des œufs du *Fuligule nyroca* (*Aythya nyroca*) nicheur au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. Les données présentées sont la moyenne  $\pm$  l'écart-type de la moyenne (SE) avec l'intervalle entre crochets.

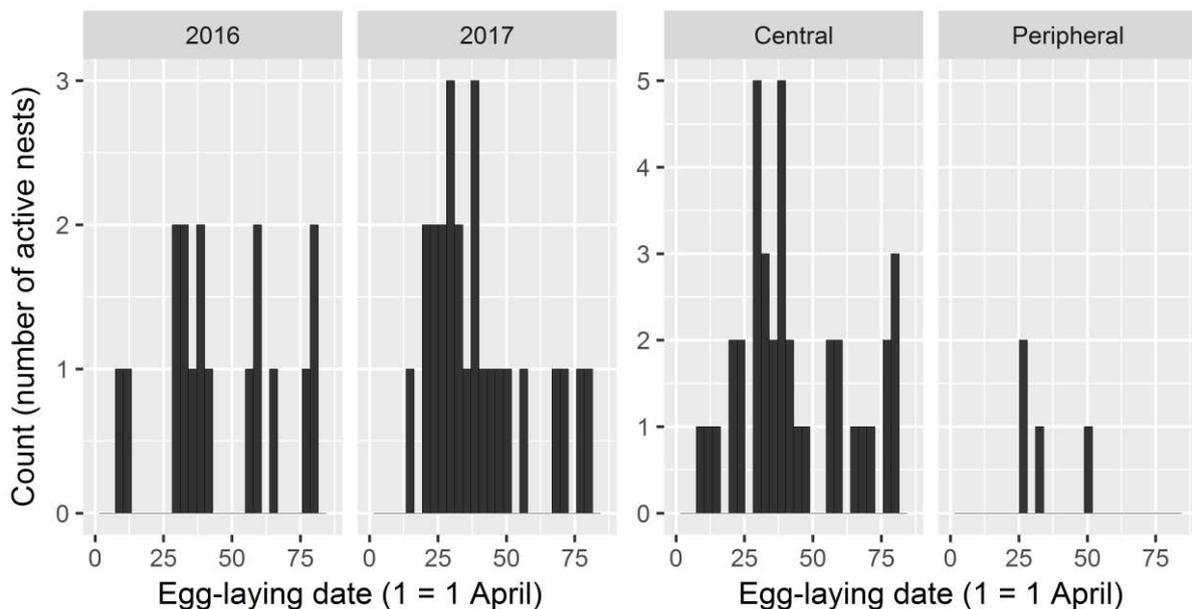
	Position du nid		Année de reproduction		Global
	Central (n = 44)	Périphérique (n = 6)	2016 (n = 25)	2017 (n = 25)	
<b>Caractéristiques des nids [unit]</b>					
Diamètre interne du nid [cm]	$18.2 \pm 0.6$ [0 – 28]	$15.3 \pm 3.2$ [0 – 21]	$17.2 \pm 1.2$ [0 – 28]	$18.5 \pm 0.3$ [16 – 23]	$18.6 \pm 0.4$ [13 – 28]
Diamètre externe du nid [cm]	$27.2 \pm 0.9$ [0 – 37]	$24.2 \pm 5.2$ [0 – 37]	$26.2 \pm 1.9$ [0 – 37]	$27.5 \pm 0.5$ [22 – 33]	$28 \pm 0.6$ [18 – 37]
Surface du nid [cm <sup>2</sup> ]	$431 \pm 19$ [201 – 830]	$449 \pm 59$ [284 – 638]	$450 \pm 35$ [201 – 830]	$418 \pm 13$ [284 – 552]	$433 \pm 18$ [201 – 830]
Profondeur du nid [cm]	$7.4 \pm 0.4$ [0 – 12]	$7.5 \pm 1.7$ [0 – 11]	$6.3 \pm 0.6$ [0 – 12]	$8.6 \pm 0.5$ [3 – 12]	$7.4 \pm 0.4$ [0 – 12]
Hauteur du nid [cm]	$7.4 \pm 3.2$ [0 – 90]	$0 \pm 0$ [0 – 0]	$1.7 \pm 1.2$ [0 – 27]	$11.3 \pm 5.4$ [0 – 90]	$6.5 \pm 2.8$ [0 – 90]
Hauteur de la végétation [m]	$1.3 \pm 0.1$ [0.5 – 3.6]	$1.3 \pm 0.3$ [0.8 – 2.2]	$1.3 \pm 0.1$ [0.5 – 2.7]	$1.3 \pm 0.2$ [0.5 – 3.6]	$1.3 \pm 0.1$ [0.5 – 3.6]
Profondeur de l'eau sous le nid [cm]	$133.6 \pm 4.7$ [40 – 165]	$146.8 \pm 4.8$ [138 – 164]	$134.1 \pm 2.7$ [82 – 138]	$136.2 \pm 8.1$ [40 – 165]	$135.2 \pm 4.2$ [40 – 165]

**Tableau 10. Suite.** Caractéristiques des nids, des sites de nidification et des œufs du Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) nicheur au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. Les données présentées sont la moyenne  $\pm$  l'écart-type de la moyenne (SE) avec l'intervalle entre crochets.

	Position du nid		Année de reproduction		Global
	Central	Périphérique	2016	2017	
<b>Caractéristiques des nids [unit]</b>	<b>(n = 44)</b>	<b>(n = 6)</b>	<b>(n = 25)</b>	<b>(n = 25)</b>	<b>(n = 50)</b>
Distance nid-eau libre[m]	6.8 $\pm$ 0.8 [0.4 – 14]	5.9 $\pm$ 2.3 [0.5 – 12]	11.1 $\pm$ 0.6 [0.8 – 14]	2.3 $\pm$ 0.3 [0.4 – 6]	6.7 $\pm$ 0.7 [0.35 – 14]
Distance nid-berge du lac[m]	739.3 $\pm$ 32 [165 – 1013]	857.3 $\pm$ 36.2 [737 – 1014]	797.6 $\pm$ 34.3 [218 – 849]	709.4 $\pm$ 45.7 [165 – 1014]	753.5 $\pm$ 29 [165 – 1014]
Distance avec le nid conspécifique le plus proche [m]	15.1 $\pm$ 5.2 [0.5 – 164]	24.7 $\pm$ 18.1 [0.9 – 113]	4.7 $\pm$ 2.3 [0.5 – 43]	27.8 $\pm$ 9.3 [0.5 – 164]	16.2 $\pm$ 5 [0.5 – 164]
<b>Mensurations des œufs [unit]</b>	<b>(n = 66)</b>	<b>(n = 19)</b>	<b>(n = 39)</b>	<b>(n = 46)</b>	<b>(n = 85)</b>
Largeur [mm]	37.7 $\pm$ 0.1 [36.0 – 39.7]	37.9 $\pm$ 0.2 [36.6 – 39.2]	37.5 $\pm$ 0.2 [36.0 – 39.5]	37.9 $\pm$ 0.1 [36.0 – 39.7]	37.8 $\pm$ 0.1 [36.0 – 39.7]
Longueur [mm]	51.1 $\pm$ 0.2 [47.1 – 54.3]	50.3 $\pm$ 0.4 [47.0 – 52.9]	51.0 $\pm$ 0.3 [47.5 – 53.8]	50.8 $\pm$ 0.3 [47.0 – 54.3]	50.9 $\pm$ 0.2 [47.0 – 54.3]
Volume [cm <sup>3</sup> ]	37.1 $\pm$ 0.4 [31.5 – 43.5]	36.7 $\pm$ 0.4 [32.9 – 39.6]	36.5 $\pm$ 0.4 [33.1 – 41.9]	37.3 $\pm$ 0.4 [31.5 – 43.5]	37.0 $\pm$ 0.3 [31.5 – 43.5]
Indice de forme [%]	73.8 $\pm$ 0.4 [68.2 – 80.0]	75.4 $\pm$ 0.7 [69.5 – 79.8]	73.5 $\pm$ 0.5 [68.2 – 80.0]	74.7 $\pm$ 0.4 [69.5 – 79.8]	74.2 $\pm$ 0.3 [68.2 – 80.0]
Poids [g]	40.5 $\pm$ 0.4 [30.4 – 47.9]	40.0 $\pm$ 0.4 [35.8 – 42.6]	40.1 $\pm$ 0.5 [30.4 – 47.9]	40.5 $\pm$ 0.4 [35.2 – 47.8]	40.4 $\pm$ 0.3 [30.4 – 47.9]

### 3.2.2. Chronologie de la ponte

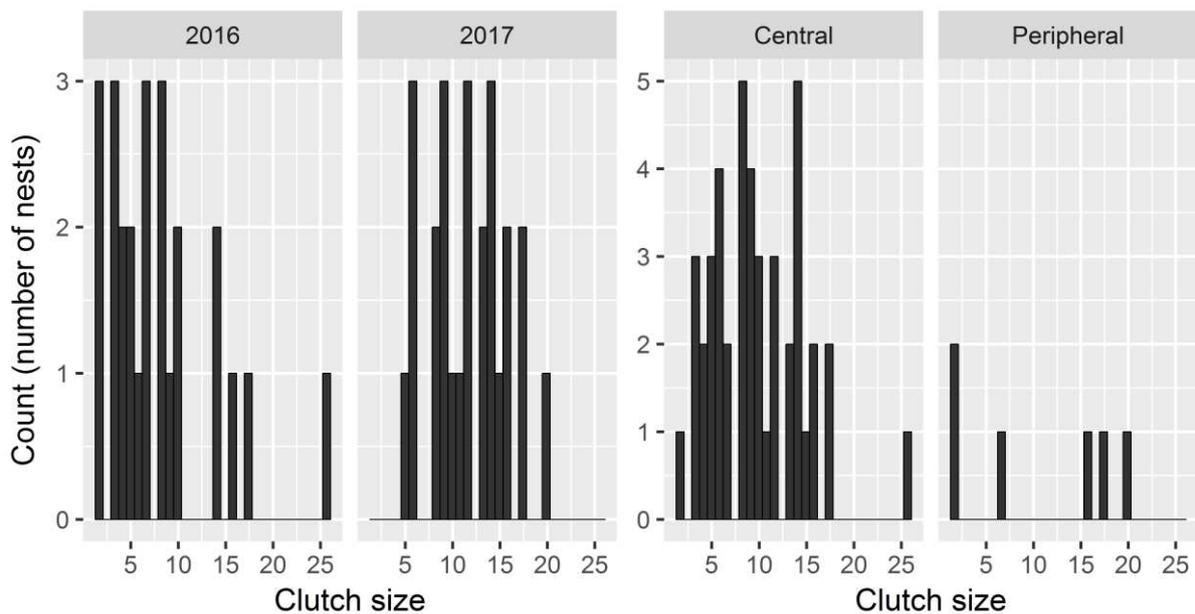
En 2016, les Fuligule nyroca ont commencé à pondre le 12 avril et se sont arrêtés le 24 juin. 76% des pontes ont été observées entre le 12 avril et le 30 mai. La ponte était asynchrone et durait 73 jours. En 2017, la période de ponte a duré 65 jours (8 jours de moins qu'en 2016) ; elle a commencé le 15 avril et s'est terminée le 18 juin, mais 84 % des œufs ont été pondus entre le 15 avril et le 25 mai (Fig. 54).



**Figure 54.** Distribution des dates de ponte des premiers œufs pour chaque année de reproduction et emplacement des nids du Fuligule nyroca au Lac Tonga dans le nord-est de l'Algérie

### 3.2.3. Répartition des tailles de ponte

Au cours des deux saisons de reproduction, la taille moyenne de ponte était de  $9.8 \pm 0.7$  œufs/nid ( $n=50$ ) avec un intervalle de 2-26 œufs/nid. Elle variait de 2 à 26 œufs/nid avec une moyenne de  $8 \pm 1.1$  œufs/nid en 2016, et de 5 à 20 œufs/nid (moyenne= $11.7 \pm 0.8$  œufs/nid) en 2017. Les nids centraux contenaient en moyenne  $9.7 \pm 0.7$  œufs/nid tandis que la taille des pontes dans les nids périphériques était de  $10.7 \pm 3.3$  œufs/nid (Fig. 55). Dans l'ensemble, 46 % des nids surveillés avaient une taille de couvée comprise entre 2 et 8 œufs/nid et 44 % une taille de couvée de 9 à 16 œufs/nid. En 2016, 68 % des nids marqués avaient une taille de ponte comprise entre 2 et 8 œufs/nid, tandis qu'en 2017, 64 % des nids contenaient 9 à 16 œufs/nid. Au total, 93 % des nids centraux contenaient 2-16 œufs/nid, avec 45 % pour les nids de 2-8 œufs/nid et 48 % pour les nids de 9-16 œufs/nid. Dans les nids périphériques, 50 % des nids avaient des pontes dont la taille variait entre 2-8 œufs/nid.



**Figure 55.** Répartition de la taille des pontes des *Fuligules nyroca* nicheur au Lac Tonga (NE de l'Algérie) pour chaque année de reproduction et selon l'emplacement des nids (central/périphérique).

### 3.2.4. Effets des caractéristiques des œufs sur la taille des pontes

Les modèles linéaires généralisés (MLG) testant les effets des caractéristiques morphométriques des œufs sur la variation de la taille des pontes enregistrée pendant deux années de reproduction (Fig. 56) ont montré que le nombre d'œufs pondus était positivement corrélé avec l'indice de forme des œufs ( $P=0.008$ ). Alors que la taille de la ponte diminuait significativement ( $P<0.001$ ) avec l'augmentation du poids des œufs (Tab. 11), et ce avec la même tendance au cours des deux années d'étude.

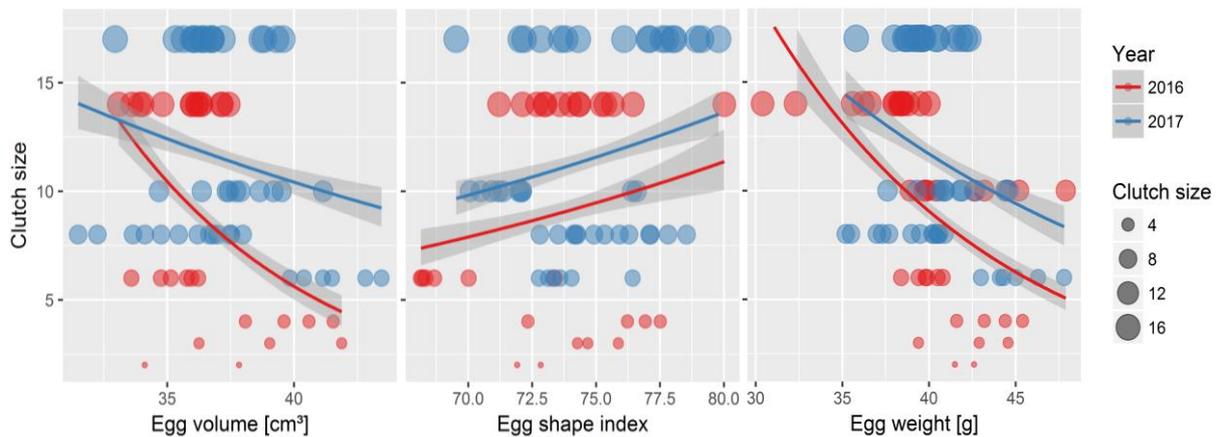
**Tableau 11.** Modèles linéaires généralisés (erreur de distribution de Poisson) testant la variation de la taille des pontes du *Fuligule nyroca* au Lac Tonga en relation avec les caractéristiques des œufs, les mesures des nids et les caractéristiques du site de nidification.

Paramètres	Estimate	SE	z-value	P	Sig.
<b>Mensurations des œufs</b>					
Intercept	1.686	1.17	1.44	0.150	ns
Volume	0.036	0.02	1.56	0.119	ns
Indice de forme	0.034	0.01	2.66	0.008	**

**Tableau 11. Suite.** Modèles linéaires généralisés (erreur de distribution de Poisson) testant la variation de la taille des pontes du Fuligule nyroca au Lac Tonga en relation avec les caractéristiques des œufs, les mesures des nids et les caractéristiques du site de nidification

Paramètres	Estimate	SE	z-value	P	Sig.
<b>Mensurations des œufs</b>					
Poids	-0.081	0.02	-4.61	<0.001	***
<b>Caractéristiques du nid et du site de nidification</b>					
Intercept	-1.06	1.33	-0.79	0.427	ns
Saisons de reproduction 2017	1.83	0.69	2.64	0.008	**
Emplacement périphérique du nid	-0.62	1.13	-0.55	0.583	ns
Surface du nid	0.00	0.00	7.02	<0.001	***
Profondeur du nid	0.12	0.05	2.60	0.009	**
Hauteur du nid	0.00	0.01	-0.44	0.657	ns
Hauteur de la Végétation	0.20	0.12	1.70	0.088	ns
Distance entre nids conspecifics	0.00	0.00	0.97	0.333	ns
Profondeur de l'eau	0.00	0.01	0.41	0.683	ns
Distance à l'eau libre	-0.02	0.03	-0.62	0.536	ns
Distance aux berges du lac	0.00	0.00	0.73	0.467	ns
Saison 2017 × surface du nid	0.00	0.00	-0.96	0.339	ns
Saison 2017 × profondeur du nid	-0.15	0.06	-2.54	0.011	*
Emplacement périphérique × surface du nid	-0.01	0.00	-2.48	0.013	*
Emplacement périphérique × profondeur du nid	0.31	0.13	2.47	0.014	*

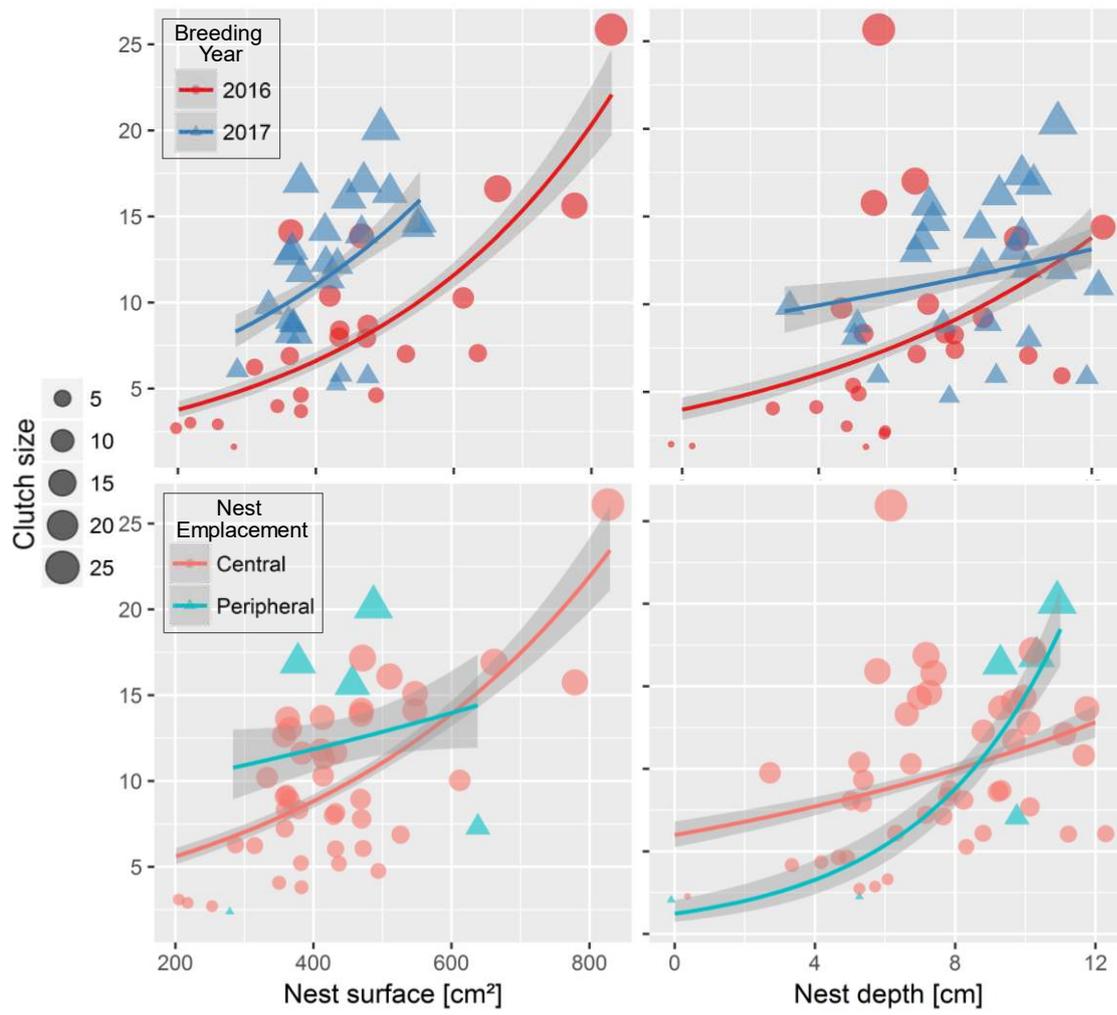
GLM statistics (SE: standard error, *z*: *z*-value, *P*: probability value, Sig.: significance codes, \*\*\*:  $P < 0.001$ , \*\*:  $P < 0.01$ , \*:  $P < 0.05$ , ns:  $P > 0.05$ )



**Figure 56.** Relations entre la taille des pontes et le volume des œufs (à gauche), l'indice de forme des œufs (au milieu) et le poids des œufs (à droite) des *Fuligule nyroca* qui nichent au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes continues représentent les régressions linéaires obtenues par ajustement de Poisson GLM avec les régions de confiance en gris clair.

### 3.2.5. Effets des dimensions du nid sur la taille de la ponte

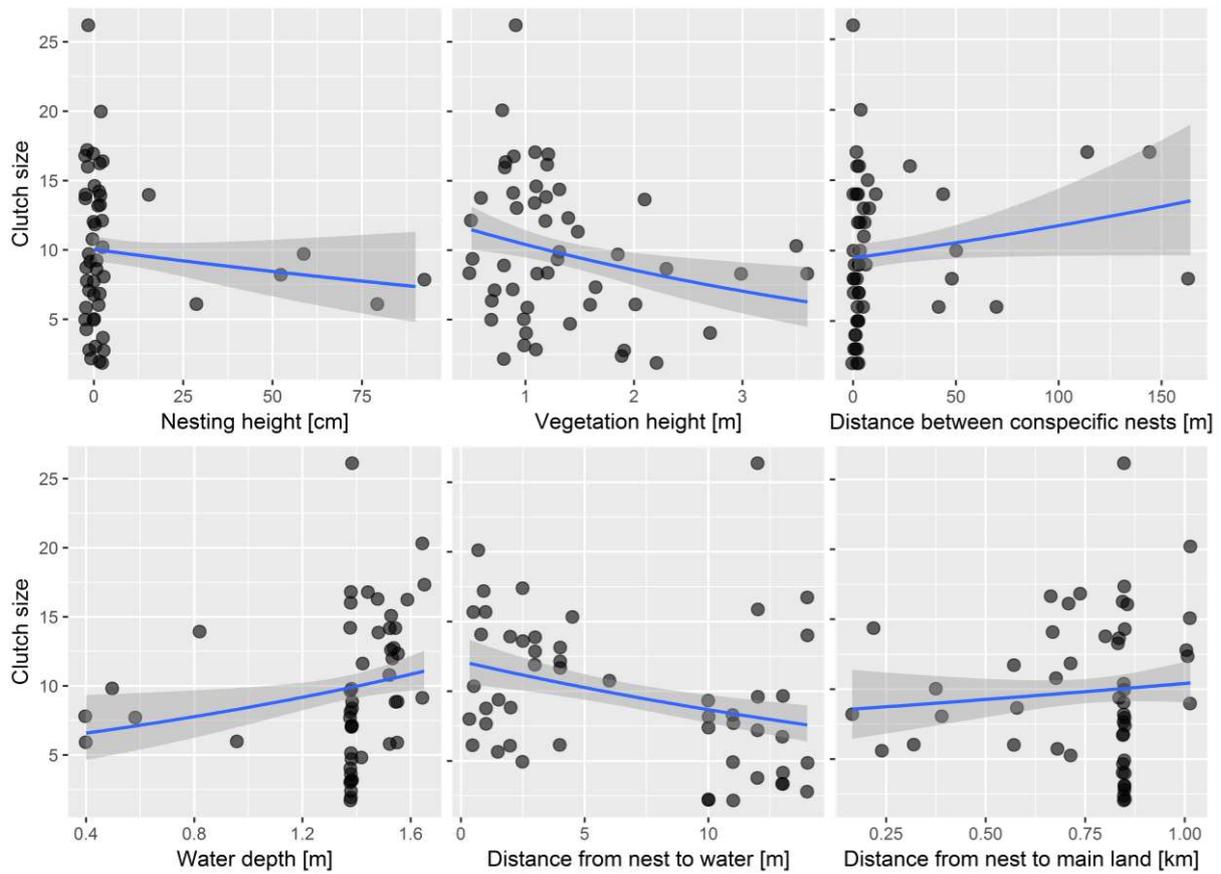
Selon les GLM résumées dans le tableau 11, la taille des pontes en 2017 était significativement plus importante qu'en 2016 ( $z=2.64$ ,  $P=0.008$ ), mais il n'y avait pas de différence significative dans le nombre d'œufs pondus entre les nids périphériques ( $z=-0.55$ ,  $P=0.583$ ) par rapport aux nids centraux (Fig. 57) ; bien que la taille des pontes semble être négativement liée aux nids périphériques. En outre, la taille de la ponte a augmenté de manière significative lorsque les dimensions des nids étudiés, représentées par la surface du nid ( $P<0.001$ ) et la profondeur du nid ( $P=0.009$ ), ont augmenté. Toutefois, ces deux paramètres ont une influence négative sur le nombre d'œufs pondus dans les nids périphériques ( $P<0.01$ ) par rapport aux nids centraux, en particulier pour la profondeur des nids ( $P=0.011$ ) pendant la saison de reproduction 2017 (Tab. 11).



**Figure 57.** Relation entre la taille de la ponte et les caractéristiques du nid (surface et profondeur du nid) par année de reproduction et l'emplacement des nids chez le *Fuligule nyroca* au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes pleines représentent les régressions linéaires obtenues par ajustement de Poisson GLM avec les régions de confiance en gris clair.

### 3.2.6. Influence des paramètres du site de nidification sur la taille de la ponte

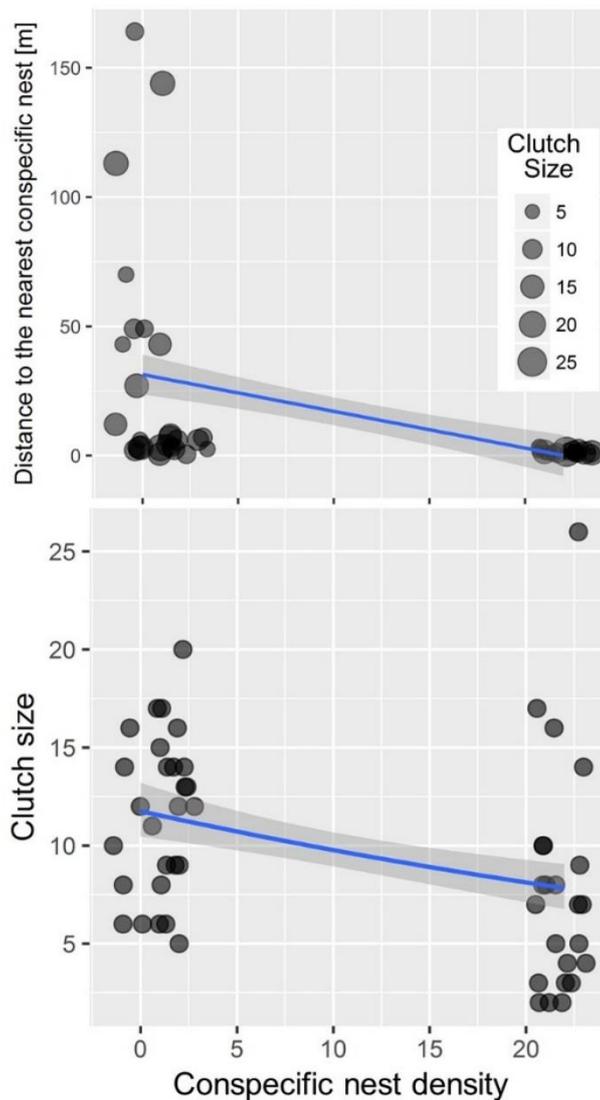
De même, le GLM a indiqué que les paramètres du site de nidification (hauteur de nid, hauteur de végétation, distance entre les nids conspécifiques, profondeur de l'eau sous le nid, distance du nid à l'eau libre et distance du nid à la terre ferme) n'ont pas d'effets significatifs ( $P > 0.05$ ) sur la variation de la taille des pontes enregistrée par nid (Tab. 11, Fig. 58), et ce pendant les deux années d'étude et pour les nids centraux et périphériques.



**Figure 58.** Taille de la ponte par nid réussi du *Fuligule nyroca* en fonction de la hauteur du nid, de la hauteur de la végétation, de la distance entre les nids conspécifique, de la profondeur de l'eau sous le nid et des distances par rapport à l'eau libre et à la terre ferme (rives) au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes représentent une régression linéaire avec un ajustement de Poisson GLM avec une région de confiance à 95% en gris clair.

### 3.2.7. Effets de la densité des nids conspécifique sur la taille de la ponte

L'effet de la densité des nids conspécifique sur la variation de la taille des pontes a été testé à l'aide d'un GLM. Ce dernier a révélé que la densité des nids conspécifique dans un rayon de 10 mètres avait une influence négative ( $P < 0,001$ ) sur la taille de la ponte enregistrée dans ces nids. En d'autres termes, l'hypothèse de compétition d'interférence est vérifiée et donc la taille de la ponte des *Fuligules nyroca* nicheurs au Lac Tonga est dépendante de la population. Quant au GLM gaussien qui étudie l'effet de la densité des nids sur la distance entre les nids, le modèle a montré que la distance entre les nids était négativement corrélée avec la densité des nids de *Fuligule nyroca* ( $P = 0,002$ ) (Fig. 59, Tab. 12).



**Figure 59.** Relation entre les distances entre les nids conspécifiques, la taille des pontes et la densité des nids conspécifique des Fuligules nyroca nicheurs au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie. La ligne pleine représente une régression linéaire avec un GLM gaussienne (ligne supérieure) et un GLM de Poisson (ligne inférieure) ajustées avec des régions de confiance à 95% en gris clair

### 3.2.8. Facteurs contrôlant la variation du succès de nidification

Le nombre moyen d'œufs éclos par nid varie en fonction de l'emplacement du nid et de l'année d'étude. Le succès d'éclosion global était de  $5.3 \pm 0.7$  poussins/nid (Intervalle : 0-14). Le succès de reproduction était significativement inférieur ( $z = -2.94$ ,  $P = 0.003$ ) dans les nids périphériques ( $2.8 \pm 1.5$  poussins/nid) par rapport aux nids centraux qui ont éclos en moyenne  $5.7 \pm 0.8$  poussins/nid (Tab.13, Fig. 60). Bien que le succès de reproduction ait relativement augmenté

en 2017 (6,4±1 poussins/nid) par rapport à 2016 (4,3±1,0 poussins/nid), le GLM n'a pas montré de différence significative ( $P=0,463$ ) entre les deux années.

Le GLM a indiqué que le succès de reproduction augmentait de manière significative avec l'augmentation de la taille de ponte ( $P<0.001$ ), de la hauteur de la végétation entourant le nid ( $P<0,001$ ), de la hauteur du nid au-dessus du niveau de l'eau ( $P<0.001$ ), de la profondeur du nid ( $P=0.008$ ), de la profondeur de l'eau sous le nid ( $P=0.001$ ) et de la densité des nids conspécifiques dans un rayon de 10 m ( $P=0.001$ ). Le succès de reproduction ne semble pas être lié à la surface du nid ( $P=0.463$ ), mais il dépend de manière significative des dates de ponte ( $P<0.001$ ). Le GLM a révélé que le succès de reproduction était négativement associé aux nids périphériques ( $P=0.003$ ), à la distance entre le nid et l'eau libre ( $P<0.001$ ) et aux distances entre les nids conspécifique ( $P=0.037$ ). Pour les effets interactifs, le modèle a principalement montré que le succès de reproduction diminuait de manière significative avec les grandes tailles de ponte tardives ( $P<0.001$ ) (Tab. 13, Fig. 60).

**Tableau 12.** GLM (Famille de Poisson avec lien logarithmique pour la taille de ponte, et famille Gaussienne avec lien d'identité pour les distances) testant les effets de la densité des nids conspécifiques sur la variation de la taille de la ponte et des distances entre les nids conspécifiques de Fuligules nyroca nicheur au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

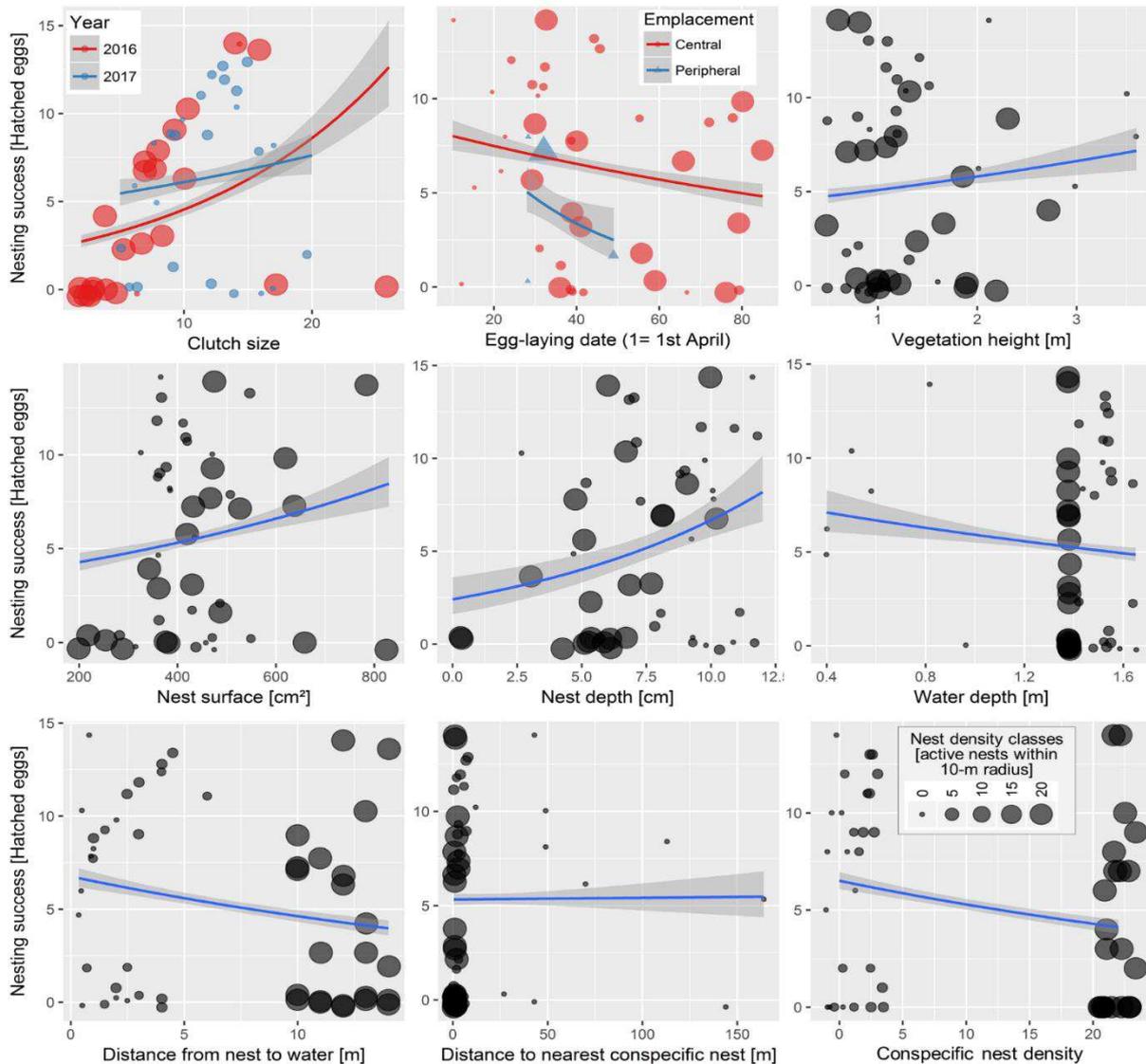
<b>Taille de ponte</b>	<b>Estimate</b>	<b>2.5% CI</b>	<b>97.5% CI</b>	<b>SE</b>	<b>z-value</b>	<b>P</b>	<b>Sig.</b>
Intercept	2.46	2.35	2.58	0.059	41.61	<0.001	***
Densité des nids Conspécifiques	-0.02	-0.03	-0.01	0.004	-4.16	<0.001	***
<b>Distances entre nids conspécifique</b>	<b>Estimate</b>	<b>2.5% CI</b>	<b>97.5% CI</b>	<b>SE</b>	<b>t-value</b>	<b>P</b>	<b>Sig.</b>
Intercept	31.35	18.52	44.18	6.547	4.79	<0.001	***
Densité des nids Conspécifique	-1.42	-2.28	-0.56	0.438	-3.25	0.002	**

GLM statistics (CI: confidence interval, SE: standard error, *t*: t-value, *z*: z-value, *P*: probability value, Sig.: significance codes, \*\*\*:  $P<0.001$ , \*\*:  $P<0.01$ )

**Tableau 13.** Paramètres du modèle linéaire généralisé (ajustement de Poisson et lien Log) testant les effets de la taille des pontes, de la densité des nids conspécifiques, des dimensions des nids et des caractéristiques des sites de nidification sur la variation du succès de reproduction des Fuligules nyroca qui nichent au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie).

Paramètres	Estimate	2.5% CI	97.5% CI	SE	z-value	P	Sig.
Intercept	-51.59	-81.936	-27.964	13.600	-3.79	<0.001	***
Taille de ponte	4.879	2.900	7.453	1.148	4.25	<0.001	***
Année de reproduction 2017	0.962	-1.399	3.747	1.311	0.73	0.463	ns
Emplacement périphérique du nid	-24.70	-43.892	-10.363	8.410	-2.94	0.003	**
Date de ponte	0.152	0.089	0.221	0.034	4.54	<0.001	***
Hauteur de la végétation	3.550	1.922	5.253	0.840	4.23	<0.001	***
Hauteur du nid	0.376	0.193	0.611	0.105	3.57	<0.001	***
Surface du nid	0.004	-0.007	0.015	0.006	0.70	0.487	ns
Profondeur du nid	0.581	0.155	1.017	0.219	2.65	0.008	**
La profondeur de l'eau sous le nid	0.224	0.101	0.381	0.070	3.18	0.001	**
Distance entre le nid et l'eau libre	-1.185	-1.825	-0.583	0.316	-3.76	<0.001	***
Distance avec le nid conspécifique le plus proche	-0.015	-0.031	-0.002	0.007	-2.09	0.037	*
Densité des nids conspécifiques (10 m)	0.586	0.244	0.968	0.184	3.19	0.001	**
Taille de ponte × Emplacement périphérique	1.358	0.543	2.416	0.469	2.90	0.004	**
Taille de ponte × Date de ponte	-0.012	-0.017	-0.007	0.003	-4.52	<0.001	***
Taille de ponte × Hauteur de la végétation	-0.272	-0.423	-0.123	0.076	-3.58	<0.001	***
Taille de ponte × Hauteur du nid	-0.034	-0.055	-0.017	0.010	-3.52	<0.001	***
Taille de ponte × Surface du nid	-0.001	-0.002	-0.001	0.000	-3.40	<0.001	***
Taille de ponte × Profondeur du nid	-0.062	-0.103	-0.022	0.021	-3.01	0.003	**
Taille de ponte × Profondeur de l'eau	-0.019	-0.033	-0.008	0.006	-3.04	0.002	**
Taille de ponte × Distance à l'eau libre	0.131	0.070	0.195	0.032	4.12	<0.001	***
Taille de ponte × Densité nid conspécifique	-0.094	-0.137	-0.055	0.021	-4.52	<0.001	***
Densité des nids × Année 2017	-0.511	-0.915	-0.105	0.206	-2.48	0.013	*
Densité des nids×Emplacement périphérique	0.629	0.229	1.167	0.236	2.67	0.008	**
Densité des nids × Date de ponte	-0.003	-0.004	-0.001	0.001	-3.46	<0.001	***
Densité des nids × Surface du nid	0.001	0.001	0.002	0.000	5.41	<0.001	***
Densité des nids × Distance conspécifique du nid	-0.039	-0.066	-0.012	0.014	-2.87	0.004	**

GLM statistics (CI : confidence interval, SE: standard error, z: z-value, P: probability value, Sig.: significance codes, \*\*\*:  $P < 0.001$ , \*\*:  $P < 0.01$ , \*:  $P < 0.05$ , ns:  $P > 0.05$ )



**Figure 60.** Succès de reproduction du *Fuligule nyroca* en fonction de la taille de ponte, de la date de ponte, des caractéristiques du nid et du site de nidification, et de la densité des nids conspécifiques au Lac Tonga (nord-est de l'Algérie). Les lignes représentent une régression linéaire avec un ajustement de Poisson GLM avec une région de confiance de 95% en gris clair.

### 3.2.9. Succès de nidification

Le suivi des 50 nids a déterminé que 33 nids (66%) ont réussi et les autres (34%) ont échoué, dont 18% ont été désertés, 6% prédatés, 6% ont été trouvés vides pour des raisons inconnues et 4% ont été inondés. Parmi les 25 nids surveillés en 2016, 56 % ont réussi à éclore, tandis que 24 % ont été abandonnés, 8 % ont été prédatés, 8 % ont été trouvés vides pour des raisons inconnues et 4 % ont été inondés. En 2017, le taux de réussite a été plus élevé qu'en 2016 (76%), trois nids ont été désertés, ce qui représente 12 % (Tab. 14). Environ 68.2 % des nids centraux ont éclos avec succès, contre seulement 50 % dans les nids périphériques. La principale cause

d'échec dans les nids centraux était la désertion (20.5%), tandis que l'échec de la reproduction dans les nids périphériques est principalement dû à la prédation (33.3%) et à l'inondation (16.7%), qui n'était que de 2.3% dans les nids centraux (Tab. 14). Dans l'ensemble des nids étudiés, neuf nids (18 %) ont été parasités par la même espèce, dont 67 % étaient des nids centraux. Seulement 2% des nids étudiés étaient parasités par *Oxyura leucocephala* En 2016, le parasitisme conspécifique ne touchait que les nids centraux, alors qu'en 2017, les nids centraux et périphériques étaient parasités de manière égale.

**Tableau 14.** Devenir des pontes du Fuligule nyroca au Lac Tonga, dans le nord-est de l'Algérie.

Le sort du nid	Position du nid				Année de reproduction				Total	
	Centrale		Périphérique		2016		2017		N	%
	N	%	N	%	N	%	N	%		
Réussi	30	68.2	3	50.0	14	56	19	76	33	66
Déserté	9	20.5	0	0	6	24	3	12	9	18
Inondé	1	2.3	1	16.7	1	4	1	4	2	4
Prédaté	1	2.3	2	33.3	2	8	1	4	3	6
Inconnu	3	6.8	0	0	2	8	1	4	3	6
Total	44	100	6	100	25	100	25	100	50	100

### 3.3. Discussion

La reproduction du Fuligule nyroca dans le Lac Tonga a eu lieu principalement au printemps et au début de l'été. Pendant cette période, la taille de la ponte et le succès de la nidification sont positivement liés à la taille du nid ; différentes hypothèses expliquent cette relation positive chez plusieurs espèces d'oiseaux (Fargallo *et al.*, 2001 ; Soler *et al.*, 2001 ; Moreno, 2012). L'une des hypothèses expliquant la corrélation positive significative entre la taille des nids et le succès de reproduction suppose que les grands nids peuvent contenir plus d'œufs et donc de poussins que les petits nids (Cramp & Simmons, 1977). Cette relation est également justifiée par un mécanisme de sélection sexuelle (Fargallo *et al.*, 2004 ; Moreno *et al.*, 2008 ; Moreno, 2012) dans la mesure où les grands nids techniquement sophistiqués peuvent indiquer la vigueur et la capacité de construction et peuvent refléter la capacité à récolter les matériaux nécessaires

à la nidification. La qualité du nid peut être liée à la capacité des parents à se nourrir ou à leur disposition à s'impliquer dans les soins de la progéniture, y compris l'incubation, l'alimentation et d'autres modes de soins parentaux (Moreno, 2012 ; Chenchouni, 2017). Soler et al (2001) ont démontré que la taille de la ponte était positivement corrélée à la taille du nid expérimental, et que les femelles dans des nids réduits expérimentalement commençaient l'incubation plus tôt pendant la période de ponte, induisant ainsi une éclosion asynchrone. Cependant, certaines études ont montré que la variation de la taille des nids n'a aucune influence sur la prédation, la taille de la ponte ou la phénologie de la reproduction (Herranz *et al.*, 2004), et que la construction et l'entretien de grands nids pourraient concurrencer en temps et en énergie d'autres ressources individuelles nécessaires notamment à la reproduction (Stearns, 1992).

Dans le Lac Tonga, les femelles du Fuligule nyroca préfèrent nicher sur des îlots flottants ainsi que dans les troncs d'aulnes situés sur les rives du lac. Au niveau du micro-habitat, l'espèce niche dans des sites qui lui confèrent d'éviter la prédation en sélectionnant des habitats bien couverts par la végétation et/ou alternativement des sites qui ont une bonne vue sur les environs (Holopainen *et al.*, 2015).

Notre étude a détecté une corrélation négative entre le volume des œufs estimé et la taille de la ponte chez le Fuligule nyroca. Nos résultats confirment donc l'hypothèse selon laquelle le volume des œufs est négativement corrélé à la taille de la ponte en raison d'un compromis énergétique entre les dimensions des œufs et le nombre d'œufs pondus par nid (Pellerin *et al.*, 2016). La taille des œufs peut être influencée par la taille de la ponte mais aussi par d'autres facteurs, notamment la masse corporelle et l'âge de la femelle reproductrice qui déterminent la fécondité et la fertilité de la femelle (Pellerin *et al.*, 2016 ; Lasne *et al.*, 2018).

Le comportement migratoire est également impliqué (Heming et Marini, 2015), car il peut influencer négativement les performances de reproduction et la taille des œufs en raison de l'augmentation de la dépense énergétique pendant une longue migration et/ou dans des conditions de migration difficiles, ce qui entraîne une réduction de la quantité d'énergie allouée à la formation des œufs et peut également se traduire par une faiblesse physiologique et une perte de masse corporelle (Heming & Marini, 2015 ; Fayet *et al.*, 2017). Heming & Marini (2015), ont démontré que les migrants de moyenne et longue distance avaient des œufs plus petits que les oiseaux sédentaires, tandis que les migrants de courte distance avaient des œufs plus gros que les sédentaires.

Les résultats de cette étude ont révélé un effet négatif de la densité des nids de *Fuligules nyroca* sur la taille des pontes et le succès de reproduction. En effet, lorsque l'agrégation locale des nids (distance entre les nids conspécifiques les plus proches) a été utilisée comme mesure de la densité des nids, la densité des nids conspécifique a eu un impact négatif sur le succès de nidification du *Fuligule nyroca*. Mais le succès de nidification reste imprévisible en raison du taux d'échec élevé des pontes tardives et également chez les jeunes femelles inexpérimentées (Ringelman *et al.*, 2017). Ringelman *et al.* (2018) expliquent que les femelles qui pondent leurs œufs plus tard dans la saison de reproduction ont un succès de nidification plus faible, ce qui est également associé à une densité locale plus élevée de reproducteurs. La densité locale des nids actifs de canards est potentiellement un déterminant majeur du comportement de recherche de nourriture et d'agrégation des prédateurs (Ringelman *et al.*, 2018). En réponse à la prédation, les femelles peuvent adopter la stratégie "Win-Stay, Lose-Shift" qui est un comportement individuel contre la prédation basé sur une expérience de nidification antérieure. Lorsque de nombreux individus exercent ce processus de changement adaptatif dans les sites de nidification, des changements dans la densité des nids peuvent se produire au niveau de la population (Ringelman *et al.*, 2017). Ce processus est principalement associé aux mouvements et aux variations de surface des îlots de végétation flottante dans le Lac Tonga, en raison des changements dus au vent et aux conditions météorologiques. En outre, les variations des niveaux d'eau peuvent expliquer la variation de la densité locale des nids entre les deux saisons de reproduction étudiée.

L'effet négatif de la densité des nids conspécifique sur la taille des pontes démontré à l'aide de GLM peut indiquer l'existence d'une forte concurrence pour l'occupation des nids en raison de l'augmentation de la densité des reproducteurs conspécifique. La GLM a montré cette rétroaction négative sur la taille des pontes en utilisant les distances entre les nids conspécifiques comme indicateur de la surdensité. Cette dernière est influencée par la régulation de la population en fonction du site où l'hétérogénéité de l'habitat dicte la répartition des reproducteurs et donc l'emplacement de leurs nids, 'l'hypothèse de l'hétérogénéité de l'habitat'. Lorsque le nombre de reproducteurs est élevé, la rareté des sites de nidification de bonne qualité déclenche des compétitions intra et interspécifiques, non seulement pour les sites de nidification, mais aussi pour les habitats de nutrition et de repos et les ressources alimentaires (hypothèse de la concurrence par interférence) (Krüger & Lindström, 2001 ; Gröning & Hochkirch, 2008). L'effet de la dépendance à la densité sur le succès de la reproduction a été abordé dans plusieurs études sur les oiseaux et a démontré qu'une densité accrue peut entraîner

une réduction du succès de la reproduction et de la taille des pontes (Chenchouni, 2017 ; Heuck *et al.*, 2017). Selon Heuck *et al.* (2017), une diminution du succès de reproduction ne reflète pas nécessairement une diminution de la qualité de l'habitat, mais peut plutôt être une conséquence de mécanismes dépendant de la densité. Dans des conditions de surdensité, le succès de reproduction est affecté négativement en raison de la concurrence accrue entre les couples reproducteurs pour le choix et l'occupation de sites de nidification favorables et aussi pour les ressources alimentaires pendant l'élevage des poussins (Nummi *et al.*, 2015 ; Chenchouni, 2017). Ainsi, les couples reproducteurs qui commencent à nicher tôt auront un succès de reproduction plus élevé que les couples inexpérimentés ou les retardataires qui sont forcés d'occuper des sites de nidification de faible qualité ou, dans certains cas, ne trouveront pas de site vide favorable à la nidification (Sénéchal *et al.*, 2008 ; Gröning & Hochkirch, 2008 ; Gunnarsson *et al.*, 2013), les obligeant à pondre leurs œufs dans des nids déjà occupés (Sénéchal *et al.*, 2008). Les sites de nidification de mauvaise qualité fournissent des ressources de construction et d'alimentation insuffisantes (Both, 1998 ; Krüger & Lindström, 2001 ; Baschuk *et al.*, 2012), les nids qui y sont construits sont sujets à la prédation aérienne et terrestre, aux risques climatiques et aux événements météorologiques extrêmes (vent violent, pluie battante, coups de soleil, chaleur intense...), aux inondations, au parasitisme conspécifique et interspécifique et au vandalisme de l'homme (Hoover, 2006 ; Holopainen *et al.*, 2015). Cela explique systématiquement la relation négative entre la date de ponte et le succès de la reproduction chez les Fuligules nyroca qui nichent dans le Lac Tonga.

Dhondt *et al.* (1992) ont démontré expérimentalement par la manipulation des nids que la taille des pontes était inversement liée à la densité des reproducteurs et que pendant la période de haute densité, la taille des pontes était significativement plus petite dans les sites pauvres, mais restait inchangée dans les sites de haute qualité. Ceci révèle donc que l'hétérogénéité de l'habitat est, au moins en partie, à l'origine des variations de la taille des pontes en fonction de la densité des couples nicheurs (Chenchouni, 2017). Cela peut sembler aller à l'encontre d'études antérieures montrant des tendances dépendantes de la densité des oiseaux d'eau nicheurs (par exemple Nummi et Saari 2003 ; Elmberg, 2003 ; Gunnarsson et Elmberg, 2008), mais pas dans la région méditerranéenne. Nos résultats soutiennent la conclusion d'Elmberg et Gunnarsson (2007), qui ont constaté un effet négatif de la densité des couples nicheurs conspécifiques sur la survie des nids dans l'extrême sud de la forêt boréale suédoise.

La corrélation négative entre la taille des pontes et la distance des nids par rapport à l'eau explique le comportement de reproduction des canards plongeurs, qui préfèrent généralement

nicher près de l'eau afin de minimiser les mouvements terrestres des canetons après l'éclosion et de réduire ainsi le risque de prédation terrestre (Sénéchal *et al.*, 2008 ; Takekawa *et al.*, 2011). Les nids construits près de l'eau sont également plus faciles à trouver pour les canards que ceux situés plus loin (Sénéchal *et al.*, 2008). Cependant, nos résultats montrent une relation négative entre le succès de reproduction et la distance du nid par rapport à l'eau. Ceci est en accord avec les résultats obtenus par Walker *et al.* (2005), qui ont montré que la survie des nids chez le genre *Aythya* est plus élevée lorsque la distance verticale et horizontale par rapport à l'eau augmente, car les inondations peuvent détruire les nids situés près de l'eau.

Cette étude a révélé que la taille de la ponte et le succès de reproduction augmentent de manière significative avec la profondeur de l'eau. Ces résultats indiquent que les canards les plus expérimentés peuvent bénéficier grandement de sites de nidification plus favorables et moins exposés aux risques des prédateurs terrestres (Hoover, 2006 ; Baschuk *et al.*, 2012). En plus de fournir un habitat de reproduction où la prédation au nid est réduite en raison de la présence d'une eau relativement profonde, la profondeur de l'eau peut influencer positivement le succès de reproduction en modifiant la disponibilité, l'accessibilité et l'abondance des ressources alimentaires (Baschuk *et al.*, 2012). Chez les canards plongeurs, les eaux plus profondes permettent une plus grande mobilité lors des activités d'alimentation et augmentent la capacité à échapper à la prédation et aux perturbations. D'autre part, la croissance d'une grande végétation aquatique submergée près de la surface de l'eau peut nuire à la mobilité des espèces (Anteau *et al.*, 2004). Des niveaux élevés de perturbations anthropiques causées principalement par les braconniers lors de la recherche d'œufs et/ou occasionnellement de femelles en incubation, ainsi que des coups de feu peuvent réduire le temps passé à la recherche de nourriture (England, 2015) et à l'incubation et peuvent conduire à laisser les nids sans surveillance plus souvent, exposant leur contenu à des conditions défavorables.

Nos conclusions ont montré que les pontes précoces ont un succès reproductif plus élevé, alors que ce dernier diminue chez les pontes tardives. Cette relation négative entre la date de ponte et le succès reproductif est probablement due en grande partie à l'expérience et à l'âge de la femelle (Walker *et al.*, 2005 ; Folliot *et al.*, 2017). Le succès de reproduction élevé des premières pontes peut être favorisé par divers facteurs tels que la disponibilité accrue de nourriture pour les femelles et la disponibilité de sites de nidification favorables (Bloom *et al.*, 2013), ce qui n'est pas le cas des pontes tardives qui sont souvent constituées de couples inexpérimentés occupant des sites de nidification de faible qualité. Folliot *et al.* (2017) ont démontré que le succès de reproduction chez le Fuligule milouin (*Aythya ferina*) était plus élevé

dans les années où la nidification commençait très tôt. Drever et Clark (2007) ont montré que la nidification commence plus tôt lorsque les conditions météorologiques printanières sont plus chaudes et plus sèches.

Geaumont *et al.* (2017) ont constaté que le taux de réussite des nids augmentait tant que la saison de nidification progressait. Ces résultats peuvent résulter de deux raisons possibles : (i) à mesure que la saison de nidification progressait, la structure de la végétation entourant les sites de nidification augmentait probablement, assurant ainsi une bonne dissimulation des nids contre les divers prédateurs, et (ii) la fréquence élevée de désertion des nids peut être la cause de ces résultats.

Le Fuligule nyroca niche principalement sur des îlots flottants situés au large du Lac Tonga. Ce choix est motivé par l'éloignement de ces petits îlots des rives du lac, une telle sélection du site de nidification réduit remarquablement les perturbations et la pression de prédation (Albrecht, 2006). En outre, l'absence de grands arbres/arbustes sur les îlots flottants ne fournit pas de perchoirs pour les prédateurs aériens (Safine et Lindberg, 2008).

La taille des pontes de l'espèce étudiée a diminué avec l'augmentation de la hauteur de la végétation sur les îles flottantes. Il est donc possible que ce choix de site de nidification résulte d'une compétition interspécifique (Meltofte *et al.*, 2018). Les femelles ont tendance à choisir des sites de nidification où la végétation est plus courte car elles sont exclues – suite à des compétitions conspécifique et interspécifiques - des sites plus couverts par une végétation dense (Skagen, 2018). Les sites à forte végétation peuvent également ne pas être choisis en raison d'un compromis entre la dissimulation des nids et le besoin de vigilance et de fuite rapide dû au risque élevé de prédation qui est associé à une forte végétation (Gotmark *et al.*, 1995, Davis *et al.*, 2005). De plus, la hauteur du nid au-dessus de l'eau est probablement une adaptation des femelles pour éviter l'inondation des nids (Dow et Fredga, 1985) tout en assurant un microhabitat favorable (Sénéchal *et al.*, 2008).

Le succès de reproduction du Fuligule nyroca était positivement lié à la hauteur de la végétation. Une couverture végétale élevée autour des nids peut limiter le stress thermique en favorisant des températures plus basses et en minimisant l'exposition au soleil pendant les périodes de fort ensoleillement qui caractérisent la rive sud du bassin méditerranéen (Amat *et al.*, 2017). La durée moyenne d'ensoleillement peut atteindre dans les derniers jours de la saison de reproduction dans le Lac Tonga les 11:44 heures  $\pm$  01:12 et les températures peuvent atteindre jusqu'à  $36 \pm 2,68$  °C (Annexe S2). Dans les nids construits sur des sites exposés au soleil, une

température ambiante élevée pendant de longues périodes constitue un risque pour les embryons à l'intérieur des œufs et pour les jeunes poussins. Le stress thermique peut entraîner des comportements visant à réduire les charges thermiques élevées, mais ces solutions comportementales peuvent avoir un effet négatif sur le succès de la reproduction (Amat et Masero, 2004 ; Amat *et al.*, 2017). La structure de la végétation entourant un nid est essentielle pour le cacher des prédateurs et optimiser les températures du site de nidification, ce qui est crucial pour le développement de l'embryon (Amat *et al.*, 2017 ; Geaumont *et al.*, 2017).

# Conclusion générale

---

Cette étude a évalué la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du Lac Tonga, classé Ramsar. Les résultats ont révélé que plusieurs paramètres analysés dépassaient les seuils établis par l'OMS et les normes algériennes, indiquant une pollution importante. Les analyses ont révélé que les différents groupes bactériens sont liés entre eux et corrélés avec les différents paramètres physico-chimiques, c'est le cas du pH, de la matière en suspension, de la Conductivité Electrique, de la turbidité et du  $\text{PO}_4^{3-}$ . L'étude a montré que le lac est soumis à une eutrophisation importante qui pourrait entraîner sa disparition si des mesures de protection ne sont pas prises, d'où l'importance d'adopter un système de surveillance systématique approprié pour prévenir ou réduire le risque de contamination de cet écosystème naturel.

Le Lac Tonga (Site Ramsar depuis 1983) présente encore une diversité considérable en termes d'espèces aviennes aquatiques, qui est déterminée principalement par la diversité des habitats distribués sur l'ensemble de la superficie du site. Cette réserve naturelle reste un lieu de nidification pour plusieurs espèces aviennes et une principale source de recrutement pour une multitude d'espèces d'oiseaux aquatique ainsi qu'une zone de transit et de passage des oiseaux d'eau vers les sites d'hivernage situés plus au sud. Par contre, en comparons nos résultats avec ceux obtenus suite à des études antérieures (Boumezbeur, 1993), nous constatons un déclin marqué de la diversité et une baisse considérable en terme d'effectifs chez les espèces d'oiseaux aquatique avec une large dominance en terme d'abondance par certains espèces en particulier la Foulque macroule *Fulica atra*, en dépassant de loin les effectifs des autres espèces recensées. Ce déséquilibre en termes d'abondance et ce déclin de la diversité au sein du peuplement avien de la réserve naturelle du lac Tonga sont dues principalement au dérangement et aux perturbations occasionnées par l'homme (Chasse intense, fréquentation des sites de nidification, la pêche), ainsi que l'état d'eutrophisation avancé de ce plan d'eau (Loucif *et al.*, 2020) favorisant ainsi l'augmentation des effectifs de la Foulque macroule *Fulica atra*; une espèce qui présente une préférence pour les lacs eutrophes. Ce site reste donc menacé par l'effet de dérangement lié aux activités humaines. Il est important aussi de signalé que la fréquentation croissante des territoires environnants par les visiteurs constitue une importante source de dérangement pour la faune sauvage. Il est donc primordial de veiller à prévenir toute dégradation.

Cette étude montre aussi que la sélection du site de nidification et le succès de reproduction du Fuligule nyroca sont influencés par plusieurs caractéristiques du site de nidification et de l'habitat. Cela suggère que cette espèce n'occupe pas facilement et/ou arbitrairement des sites et confirme donc certains besoins de sélection. Les besoins de nidification du Fuligule nyroca

augmentent la vulnérabilité de cette espèce aux perturbations et à la dégradation des zones humides. Si certaines caractéristiques ne sont pas remplies ou altérées, les sites de nidification, même les œufs pondus, sont définitivement abandonnés, ce qui entraîne un échec de la reproduction. Nos résultats montrent que la taille du nid a une influence positive sur la taille de la ponte chez le *Fuligule nyroca*. De façon surprenante, les nids avec des pontes de grande taille ont été situés dans des sites de nidification à végétation courte. Ce choix peut résulter d'un nombre réduit de sites de nidification favorables en raison de la concurrence entre les reproducteurs intra et interspécifiques.

Cependant, la hauteur de la végétation a un effet positif sur le succès de la reproduction. Le choix des sites de nidification situés au-dessus des eaux profondes indique une sélection précise des sites offrant une meilleure protection contre les prédateurs et les intrusions humaines. La forte densité de reproducteurs conspécifiques a des conséquences négatives sur la taille des pontes et le succès de la reproduction. Bien que la réserve naturelle du lac Tonga contienne d'importantes zones de reproduction pour le *Fuligule nyroca*, cette réserve d'importance internationale subit des pressions excessives et continues dues à diverses activités humaines qui perturbent gravement l'écologie reproductive de plusieurs espèces reproductrices. Il est nécessaire de souligner l'importance et la nécessité d'une gestion écologique efficace et durable de cette réserve afin de mettre un terme - ou du moins de réduire- les dommages causés principalement par les braconniers et de maintenir les conditions requises pour la reproduction des oiseaux d'eau.

# Références bibliographiques

---

- Albrecht, T., Hořák, D., Kreisinger, J., Weidinger, K., Klvaňa, P., Michot, T.C. (2006). Factors determining pochard nest predation along a wetland gradient. *Journal of Wildlife Management*, 70(3): 784–791. DOI: [10.2193/0022-541x\(2006\)70\[784:fdpnpa\] 2.0.co; 2](https://doi.org/10.2193/0022-541x(2006)70[784:fdpnpa]2.0.co;2)
- Amat, J.A., Gómez, J., Liñán-Cembrano, G., Rendón, M.A., Ramo, C. (2017). Incubating terns modify risk-taking according to diurnal variations in egg camouflage and ambient temperature. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 71(4): 72. DOI: [10.1007/s00265-017-2306-4](https://doi.org/10.1007/s00265-017-2306-4)
- Amat, J.A., Masero, J.A. (2004). How Kentish plovers, *Charadrius alexandrinus*, cope with heat stress during incubation. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 56(1): 26–33. DOI: [10.1007/s00265-004-0758-9](https://doi.org/10.1007/s00265-004-0758-9)
- Anderson, K.E., Tharrington, J.B., Curtis, P.A., Jones, F.T. (2004). Shell characteristics of eggs from historic strains of single comb white leghorn chickens and the relationship of egg shape to shell strength. *International Journal of Poultry Science*, 3(1): 17–19. DOI: [10.3923/ijps.2004.17.19](https://doi.org/10.3923/ijps.2004.17.19)
- ANRH (2003). Etude de la synthèse sur les ressources en eaux de surface de l'Algérie du Nord. Rapport d'étude. Agence Nationale des Ressources Hydrauliques, Alger.
- Anteau, M.J., DeVink, J.-M., Koons, D.N., Austin, J.E., Custer, C.M., Afton, A.D. (2004). Lesser scaup (*Aythya affinis*). In: Poole, A.A., Gill, F. (Eds), *The birds of North America*. pp. 338, The American Ornithologists' Union.
- APHA. (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association "APHA", Washington DC.
- Azafzaf, H., Smart, M., & Dlensi, H. (2006). Eurasian Spoonbills *Platalea leucorodia* in Tunisia. *Eurosite Spoonbill Network Newsletter*, 4, 22-30.
- B.n.e.d.e.r. (2004). Bureau national des études et de développement rural, Alger.
- Baaziz, N., Mayache, B., Saheb, M., Bensaci, E., Ounissi, M., Metallaoui, S., & Houhamdi, M. (2011). Statut phénologique et reproduction des peuplements d'oiseaux d'eau dans l'éco-complexe de zones humides de Sétif (Hauts plateaux, Est de l'Algérie). *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat*, 32(2), 77-87.
- Bakaria, F., Benyacoub, S., Gauthier-Clerc, M., Bańbura, J. (2009). Long-term changes in the size, structure and location of whiskered tern *Chlidonias hybrida* (L.) nests in deteriorating environmental conditions of a North African lake. *Polish Journal of Ecology*, 57(4): 749–759.
- Baldassarre, G.A., Bolen, E.G. (2006) *Waterfowl ecology and management*, 2nd Ed. Krieger publishing company, Malabar.
- Baschuk, M.S., Koper, N., Wrubleski, D.A., Goldsborough, G. (2012). Effects of water depth, cover and food resources on habitat use of marsh birds and waterfowl in boreal wetlands of Manitoba, Canada. *Waterbirds*, 35(1): 44–55. DOI: [10.1675/063.035.0105](https://doi.org/10.1675/063.035.0105)
- Battas, A., Gaidoumi, A. E., Ksakas, A., & Kherbeche, A. (2019). Adsorption study for the removal of nitrate from water using local clay. *The Scientific World Journal*, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/9529618>

- Belabed, B. E., Frossard, V., Dhib, A., Turki, S., Aleya, L. (2013). What factors determine trace metal contamination in Lake Tonga (Algeria)? *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(12): 9905–9915. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3300-6>
- Belabed, B. E., Meddour, A., Samraoui, B., & Chenchouni, H. (2017). Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental monitoring and assessment*, 189(6), 265. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5968-5>
- Belhadj, G., Chalabi, B., Chabi, Y., Kayser, Y., & Gauthier-Clerc, M. (2007). Le retour de l'Ibis falcinelle (*Plegadis falcinellus*) nicheur en Algérie. *Aves*, 44(1), 29-36.
- Belhouchet, N., Hamdi, B., Chenchouni, H., & Bessekhoud, Y. (2019). Photocatalytic degradation of tetracycline antibiotic using new calcite/titania nanocomposites. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 372, 196-205. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2018.12.016>.
- Ben Hida, A., Merzouki, M., Aboukacem, A., Moumni, M. (2012). Etude de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux de certains puits de la ville de Meknès, Maroc. *Revue Agrobiologia*, 2: 57–66.
- Benammar, L., Menasria, T., Ayachi, A., Benounis, M. (2015). Phosphate removal using aerobic bacterial consortium and pure cultures isolated from activated sludge. *Process Safety and Environmental Protection*, 95: 237–246.
- Bendali-Saoudi, F., Gacem, H., & Soltani, N. (2014). Inventaire des Hydracariens dans le lac Tonga (Algérie). *Entomologie faunistique-Faunistic Entomology*.
- Bensaci, E., Saheb, M., Nouidjem, Y., Bouzegag, A., & Houhamdi, M. (2013). Biodiversité de l'avifaune aquatique des zones humides sahariennes : cas de la dépression d'Oued Righ (Algérie). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, (Volume 7), 211-222. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.3198>
- Benyacoub, S., Baba Hmed, R., Kara, H., Brahmia, Z. (2011). Plan Directeur de Gestion des Sites Ramsar du Parc national d'El Kala. *Lac Tonga. Phase 2: évaluation et interprétation des données*. T.A.D. Consult for Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Direction Générale des Forêts, Algeria.
- Bhandari, N. S., Nayal, K. (2008). Correlation study on physico-chemical parameters and quality assessment of Kosi river water, Uttarakhand. *Journal of Chemistry*, 5(2): 342–346.
- BirdLife International (2017). *Aythya nyroca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22680373A119399096. [DOI: 10.2305/iucn.uk.2017-3.rlts.t22680373a119399096.en](https://doi.org/10.2305/iucn.uk.2017-3.rlts.t22680373a119399096.en)
- BirdLife International (2018). Species factsheet: *Aythya nyroca*. Downloaded from: [www.birdlife.org](http://www.birdlife.org) on 28/07/2018.
- BirdLife International (2020). Important Bird Areas factsheet: Lac Tonga. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 16/03/2020.

- BirdLife International 2016. *Actitis hypoleucos*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T22693264A86678952. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22693264A86678952.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2016. *Anas crecca*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T22729717A86030704. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22729717A86030704.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2016. *Egretta garzetta*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016 : e.T62774969A86473701. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T62774969A86473701.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2016. *Mareca strepera*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016 :e.T22680149A86020572. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22680149A86020572.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2017. *Chlidonias hybrida* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T22694764A111750380. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22694764A111750380.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2017. *Mareca penelope* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017 : e.T22680157A111892532. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20171.RLTS.T22680157A111892532.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2017. *Oxyura leucocephala*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017 : e.T22679814A119403602. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22679814A119403602.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2017. *Vanellus vanellus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017: e.T22693949A111044786. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22693949A111044786.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2018. *Ardeola ralloides*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T22697123A131940696. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22697123A131940696.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2018. *Larus ridibundus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T22694420A132548687. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22694420A132548687.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Anas platyrhynchos* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22680186A155457360. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22680186A155457360.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Ardea alba* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22697043A155465940. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22697043A155465940.en>. Downloaded on 07 March 2020.

- BirdLife International 2019. *Ardea cinerea*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T22696993A154525233. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22696993A154525233.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Aythya ferina* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22680358A155473754. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22680358A155473754.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Aythya nyroca*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22680373A152620862. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22680373A152620862.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Bubulcus ibis* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22697109A155477521. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22697109A155477521.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Circus aeruginosus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22695344A155490248. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22695344A155490248.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Fulica atra*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22692913A154269531. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22692913A154269531.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Gallinago gallinago* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22693097A155504420. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22693097A155504420.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Gallinula chloropus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T62120190A155506651. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T62120190A155506651.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Himantopus himantopus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22727969A155440465. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22727969A155440465.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Larus michahellis*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T62030970A154522526. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T62030970A154522526.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Nycticorax nycticorax* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22697211A155515762. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22697211A155515762.en>. Downloaded on 07 March 2020.

- BirdLife International 2019. *Phalacrocorax carbo* (amended version of 2018 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22696792A155523636. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22696792A155523636.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Phoenicopterus roseus* (amended version of 2018 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22697360A155527405. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22697360A155527405.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Platalea leucorodia* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22697555A155460986. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22697555A155460986.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Plegadis falcinellus* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22697422A155528413. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22697422A155528413.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Podiceps cristatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22696602A154250080. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22696602A154250080.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Porphyrio porphyrio* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22692792A155531172. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22692792A155531172.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Spatula clypeata*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22680247A153875944. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22680247A153875944.en>. Downloaded on 06 March 2020.
- BirdLife International 2019. *Tachybaptus ruficollis* (amended version of 2017 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019 : e.T22696545A155540155. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22696545A155540155.en>. Downloaded on 07 March 2020.
- BirdLife International. (2015). *European Red List of Birds*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Blondel J. (1975) Analyse des peuplements d'oiseaux d'eau. Elément d'un diagnostic écologique I. La méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P). *La Terre et Vie* 29 : 533-589. URL : <http://hdl.handle.net/2042/58479>
- Bloom, P.M., Howerter, D.W., Emery, R.B., Armstrong, L.M. (2013). Relationships between grazing and waterfowl production in the Canadian prairies. *The Journal of Wildlife Management*, 77(3): 534–544. DOI: [10.1002/jwmg.497](https://doi.org/10.1002/jwmg.497)
- Blume KK, Macedo JC, Meneguzzi A, Silva LB, Quevedo DM, Rodrigues MA. (2010) Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Braz J. Biol.*, 70: 1185–1193

- Bordalo, A.A., Onrassami, R., Dechsakulwatana, C. (2002). Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). *Journal of Applied Microbiology*, 93(5): 864–871.
- Both, C. (1998). Density dependence of clutch size: habitat heterogeneity or individual adjustment?. *Journal of Animal Ecology*, 67(4): 659–666. DOI : [10.1046/j.1365-2656.1998.00227.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.00227.x)
- Bouaroudj, S., Menad, A., Bounamous, A., Ali-Khodja, H., Gherib, A., Weigel, D.E., Chenchouni, H. (2019). Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. *Chemosphere*, 219: 76–88. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.193>
- Boulemtafes, A., Hamel, T. (2018). Redécouverte de *Limonium narbonense* Miller (Plumbaginaceae) en Algérie (El Tarf, Numidie Nord-Est Algerien). *Acta Botanica Malacitana*, 42(2) : 303–307.
- Boumezbeur, A. (1993). Ecologie et biologie de reproduction de l'érisimature à tête blanche (*Oxyuraleucocephala*) et de fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) sur le lac Tonga et le Lac des Oiseaux (Est-algérien). PhD thesis, USTL, Montpellier
- Bourrier, R., Selmi, B. (2011). Technique de la gestion et de la distribution de l'eau, Edition Moniteur, Paris, pp. 353–402.
- Bousseboua H. (2002). Microbiologie générale. Ed. University of Constantine, Algeria
- Boyd, C. E. (2020). Water quality: an introduction. Third Edition. *Springer International Publishing*. Springer Nature Switzerland AG. 440p. DOI: 10.1007/978-3-030-23335-8
- Brandis, K. J., Spencer, J., Wolfenden, B., & Palmer, D. (2020). Avian-botulism risk in waterbird breeding colonies and implications for environmental water management. *Marine and Freshwater Research*, 71(2), 179-190. <https://doi.org/10.1071/MF18446>
- Bregnballe, T., Frederiksen, M., & Gregersen, J. (1997). Seasonal distribution and timing of migration of Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* breeding in Denmark. *Bird Study*, 44(3), 257-276. <https://doi.org/10.1080/00063659709461062>
- Brémaud, C., Claisse, J. R., Leulier, F., Thibault, J., Ulrich, E. (2006). Alimentation, santé, qualité de l'environnement et du cadre de vie en milieu rural. Dijon, France: Educagri Editions.
- Brown, L. H., Urban, E. K., Newman, K., Woodcock, M., & Hayman, P. (1982). *The birds of Africa* (Vol. 1, p. 521). London: Academic Press.
- Callaghan, D.A. (1999). *European Union Species Action Plan: Ferruginous Duck (Althea nervosa)*. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- Caraco, N., Cole, J., Findlay, S., & Wigand, C. (2006). Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems. *BioScience*, 56(3), 219-225. <https://doi.org/10.1641/0006-32>
- Chalfoun, A.D., Martin, T.E. (2009). Habitat structure mediates predation risk for sedentary prey: experimental tests of alternative hypotheses. *Journal of Animal Ecology*, 78(3): 497–503. DOI : [10.1111/j.1365-2656.2008.01506.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01506.x)

- Chedad, K., Assobhei, O. (2007). Etude de la survie des bactéries de contamination fécale (coliformes fécaux) dans les eaux de la zone ostréicole de la lagune de Oualidia (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat, Sciences de la Vie*, 29: 71–79
- Chenchouni, H. (2010). Diagnostic écologique et évaluation du patrimoine biologique du Lac Ayata (La Vallée de l'Oued Righ: Sahara septentrional algérien). Magister Dissertation. University of Ouargla, Algeria.
- Chenchouni, H. (2017). Contribution à l'étude de la bio-écologie de la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia*) dans la région de Batna (Nord-est algérien). Doctoral thesis, University of Batna 2, Algeria. <http://eprints.univ-batna2.dz/336/>
- Cramp S., Simmons K.E.L. (1977). *The birds of the Western Palearctic*. Vol. I. Oxford University Press, Oxford.
- Custer, T.W., and R.G. Osborn. 1977. Wading birds as biological indicators: 1975 Colony Survey. Washington: US Fish and Wildlife Service.
- Dajet, J. (1979). – *Les modèles mathématiques en écologie*. Masson ed, Paris, 1979: 172 p.
- Davies, C.M., Long, J.A.H., Donald, M., Ashbolt, N.J. (1995). Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(5): 1888–1896.
- Davis, S.K. (2005). Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *The Condor*, 107(3): 605–616. DOI: [10.1650/0010-5422\(2005\)107\[0605:nspati\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2005)107[0605:nspati]2.0.co;2)
- De Belair, G. (1990). *Structure, fonctionnement et perspective de gestion de quatre éco-complexes lacustres et marécageux (El Kala, Algérie), extrême orientale*. Doctoral dissertation,
- De Villers, J., Squiblin, M., Yourassowsky, C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement (IBGE)/Observatoire des Données de l'Environnement, Fiche 2, pp. 1–16.
- Del Hoyo, J., Del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (1992). *Handbook of the birds of the world* (Vol. 1, No. 8). Barcelona: Lynx edicions.
- del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (1996). *Handbook of the birds of the World*, vol. 3: hoatzins to Auks. lynx edicions, barcelona.
- del Hoyo, J.; Elliott, A.; Sargatal, J. (1994). *Handbook of the Birds of the World*, vol. 2: New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona, Spain
- Delfino, J.J., Bortleson, G.C., Lee, G.F. (1969). Distribution of manganese, iron, phosphorus, magnesium, potassium, sodium, and calcium in the surface sediments of Lake Mendota, Wisconsin. *Environmental Science & Technology*, 3(11): 1189–1192.
- Derwich, E., Beziane, Z., Benaabidate, L., Belghyti, D. (2008). Evaluation de la qualité des eaux de surface des Oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *Lahryss Journal*, 7: 58–77

- Dhondt, A.A., Kempenaers, B., Adriaensen, F. (1992). Density-dependent clutch size caused by habitat heterogeneity. *Journal of Animal Ecology*, 61(3): 643–648. DOI: 10.2307/5619
- Dias, E., Morais, P., Leopold, M., Campos, J., & Antunes, C. (2012). Natural born indicators: Great cormorant *Phalacrocorax carbo* (Aves: Phalacrocoracidae) as monitors of river discharge influence on estuarine ichthyofauna. *Journal of Sea Research*, 73, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.06.012>
- Djelailia, A., Baaziz, N., Samraoui, F., Alfarhan, A.H., Samraoui, B. (2018). Distribution and breeding ecology of the Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in Algeria. *Ostrich*, 89(1): 5–12. DOI: 10.2989/00306525.2017.1313331
- Dow, H., Fredga, S. (1985). Selection of nest sites by a hole-nesting duck, the Goldeneye *Bucephala clangula*. *Ibis*, 127(1): 16–30. DOI: [10.1111/j.1474-919X.1985.tb05034.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1985.tb05034.x)
- Drever, M.C., Clark, R.G. (2007). Spring temperature, clutch initiation date and duck nest success: a test of the mismatch hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 76(1): 139–148. DOI: [10.1111/j.1365-2656.2006.01183.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01183.x)
- Eaton AD, Clesceri LS, Rice EW, Greenburg AE. (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st edn. American Public Health Association, Washington.
- Elafri, A., 2017. Inventaire et écologie du peuplement d’oiseaux aquatiques dans un site Ramsar du Nord-est algérien (Lac Tonga, wilaya El-Tarf). Doctoral dissertation, University of Setif 1, Algeria. <http://dspace.univ-setif.dz:8888/jspui/handle/123456789/1075>.
- Elafri, A., Halassi, I., & Houhamdi, M. (2016). Diversity patterns and seasonal variation of the waterbird community in Mediterranean wetlands of Northeastern Algeria. *Zoology and ecology*, 26(2), 85-92.
- Elmberg, J. (2003). Density-dependent breeding success in mallards *Anas platyrhynchos* on a eutrophic lake. *Wildlife Biology*, 9(1): 67–73. DOI: [10.2981/wlb.2003.001](https://doi.org/10.2981/wlb.2003.001)
- Elmberg, J., Dessborn, L., Englund, G. (2010). Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. *Hydrobiologia*, 641(1): 215–223. DOI: 10.1007/s10750-009-0085-2
- Elmberg, J., Gunnarsson, G. (2007). Manipulated density of adult mallards affects nest survival differently in different landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, 85(5): 589–595. DOI: [10.1139/Z07-038](https://doi.org/10.1139/Z07-038)
- Elmberg, J., Nummi, P., Pöysä, H., Gunnarsson, G., Sjöberg, K. (2005). Early breeding teal *Anas crecca* use the best lakes and have the highest reproductive success. *Annales Zoologici Fennici*, 42(1): 37–43
- Elphick, C. S. (2008). How you count counts the importance of methods research in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1313-1320. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01545.x>
- Ender, A., Goeppert, N., & Goldscheider, N. (2018). Hydrogeological controls of variable microbial water quality in a complex subtropical karst system in Northern Vietnam. *Hydrogeology Journal*, 26(7), 2297-2314. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1783->

- England, K.J., Jackson, C., Hockey, P.A. (2015). A novel methodology for the rapid assessment of waterbird vulnerability to disturbance. *Ostrich*, 86(1–2): 75–85. DOI : [10.2989/00306525.2015.1030793](https://doi.org/10.2989/00306525.2015.1030793)
- Fang, N., You, Q., Yang, W., Lu, X., Zhou, Y., & Ni, C. (2019). Eutrophication and Water Quality Assessment in the Poyang Lake Wetlands. In *Chinese Water Systems* (pp. 91-98). Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-97725-6\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-97725-6_7)
- Fargallo, J.A., Davila, J.A., Potti, J., de León, A., Polo, V. (2004). Nest size and hatchling sex ratio in chinstrap penguins. *Polar Biology*, 27(6): 339–343. DOI: 10.1007/s00300-004-0596-2
- Fargallo, J.A., De León, A., Potti, J. (2001). Nest-maintenance effort and health status in chinstrap penguins, *Pygoscelis antarctica*: the functional significance of stone-provisioning behaviour. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 50(2): 141–150. DOI: [10.1007/s002650100341](https://doi.org/10.1007/s002650100341)
- Fayet, A. L., Freeman, R., Anker-Nilssen, T., Diamond, A., Erikstad, K. E., Fifield, D., & Kouwenberg, A.L. (2017). Ocean-wide drivers of migration strategies and their influence on population breeding performance in a declining seabird. *Current Biology*, 27(24): 3871-3878. DOI: [10.1016/j.cub.2017.11.009](https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.11.009)
- Ferguson-Lees, J., & Christie, D. A. (2001). *Raptors of the world*. A&C Black.
- Figarella, J., Leyral, G. (2002). Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques. Ed. Scérén CRDP d'Aquitaine, Paris.
- Flint, V. E. (1984). A field guide to birds of the USSR: including Eastern Europe and Central Asia. Princeton University Press, New Jersey.
- Folliot, B., Caizergues, A., Barbotin, A., Guillemain, M. (2017). Environmental and individual correlates of common pochard (*Aythya ferina*) nesting success. *European Journal of Wildlife Research*, 63(4): 69. DOI: 10.1007/s10344-017-1126-1
- Fouzari, A., Samraoui, F., Alfarhan, A.H., Samraoui, B. (2015). Nesting ecology of Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in north-eastern Algeria. *African Zoology*, 50(4): 299–305. DOI: 10.1080/15627020.2015.1108165
- Gaidet, N., Dodman, T., Caron, A., Balança, G., Desvaux, S., Goutard, F., ... & Monicat, F. (2007). Avian influenza viruses in water birds, Africa. *Emerging infectious diseases*, 13(4), 626.
- Geaumont, B.A., Sedivec, K.K., Schauer, C.S. (2017). Ring-Necked Pheasant Use of Post—Conservation Reserve Program Lands. *Rangeland Ecology and Management*, 70(5): 569–575. DOI: [10.1016/j.rama.2017.04.003](https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.04.003)
- Gedan, K. B., Kirwan, M. L., Wolanski, E., Barbier, E. B., & Silliman, B. R. (2011). The present and future role of coastal wetland vegetation in protecting shorelines: answering recent challenges to the paradigm. *Climatic change*, 106(1), 7-29. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-0003-7>

- Godard A., Tabeaud M. (1993). Les climats-Mécanismes et répartition-collection *Cursus Armand Colin. Hommes et Terres du Nord*, 3(1), 131-131. Thèse de doctorat, Université USTL Montpellier II. 193 p.
- Götmark, F., Blomqvist, D., Johansson, O.C., Bergkvist, J. (1995). Nest site selection: a trade-off between concealment and view of the surroundings?. *Journal of Avian Biology*, 26(4): 305–312. DOI: [10.2307/3677045](https://doi.org/10.2307/3677045)
- Green, A.J., Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89(1): 105–122. DOI: [10.1111/brv.12045](https://doi.org/10.1111/brv.12045)
- Gröning, J., & Hochkirch, A. (2008). Reproductive interference between animal species. *The Quarterly Review of Biology*, 83(3): 257–282. DOI: [10.1086/590510](https://doi.org/10.1086/590510)
- Guemmaz, F., Neffar, S., Chenchouni, H., 2020. Physicochemical and bacteriological quality of surface water resources receiving common wastewater effluents in drylands of Algeria. In: Negm, A., Bouderbala, A., Chenchouni, H., Barcelo, D. (Eds.), *Water Resources in Algeria: Part II: Water Quality, Treatment, Protection and Development. The Handbook of Environmental Chemistry Series.* Springer Nature, Switzerland. [https://doi.org/10.1007/698\\_2019\\_400](https://doi.org/10.1007/698_2019_400)
- Gunnarsson, G., Elmberg, J. (2008). Density-dependent nest predation—an experiment with simulated Mallard nests in contrasting landscapes. *Ibis*, 150(2): 259–269. DOI: [10.1111/j.1474-919X.2007.00772.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00772.x)
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Pöysä, H., Nummi, P., Sjöberg, K., Dessborn, L., & Arzel, C. (2013). Density dependence in ducks: a review of the evidence. *European Journal of Wildlife Research*, 59(3): 305–321. DOI: [10.1007/s10344-013-0716-9](https://doi.org/10.1007/s10344-013-0716-9)
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Sjöberg, K., Pöysä, H., Nummi, P. (2004). Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology*, 82(11): 1698–1703. DOI : [10.1139/z04-153](https://doi.org/10.1139/z04-153)
- Hakmi, A. (2002). Traitement des eaux : analyse de l'eau de source Bousfer, Oran. Magister dissertation, Univ. Oran, Algeria
- Halassi I., Elafri A., Belhamra M. et Houhamdi M. (2016). Répartition et abondance de l'Erismaure à tête blanche *Oxyura leucocephala* dans les zones humides du Nord-Est algérien. *Alauda* 84(1): 23-32
- Hanane, S. (2015). Nest-niche differentiation in two sympatric *Streptopelia* species from a North African agricultural area: the role of human presence. *Ecological Research*, 30(4): 573–580. DOI: [10.1007/s11284-015-1259-1](https://doi.org/10.1007/s11284-015-1259-1)
- Hancock, J., & Kushlan, J. (1984). *The Herons Handbook.* Croom Helm. London & Sydney.
- Haritash, A. K., Gaur, S., Garg, S. (2016). Assessment of water quality and suitability analysis of River Ganga in Rishikesh, India. *Applied Water Science*, 6(4): 383–392. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0235-1>
- Hayman, P., Marchant, J., and Prater, T. (1986) *Shorebirds: an identification guide to the waders of the world.* Croom Helm, London and Sydney

- Heming, N.M., Marini, M.Â. (2015). Ecological and environmental factors related to variation in egg size of New World flycatchers. *Journal of Avian Biology*, 46(4): 352–360. DOI: [10.1111/jav.00629](https://doi.org/10.1111/jav.00629)
- Herranz, J., Traba, J., Morales, M.B., Suarez, F. (2004). Nest size and structure variation in two ground-nesting passerines, the Skylark *Alauda arvensis* and the Short-toed Lark *Calandrella brachydactyla*. *Ardea*, 92(2): 209–218.
- Heuck, C., Herrmann, C., Schabo, D.G., Brandl, R., Albrecht, J. (2017). Density-dependent effects on reproductive performance in a recovering population of White-tailed Eagles *Haliaeetus albicilla*. *Ibis*, 159(2): 297–310. DOI: [10.1111/ibi.12444](https://doi.org/10.1111/ibi.12444)
- Hill D, Fasham M, Tucker G, Shewry M, Shaw P (2005) Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring. Cambridge University Press, New York, 573 pp.
- Hockey, P. A. R. (2005). Roberts Birds of Southern Africa, 7th edn. *Cape Town, South Africa: Trustees of the John Voelcker Bird Book Fund.*
- Holopainen, S., Arzel, C., Dessborn, L., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Nummi, P., Sjöberg, K. (2015). Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. *European Journal of Wildlife Research*, 61(3): 339–363. DOI: [10.1007/s10344-015-0921-9](https://doi.org/10.1007/s10344-015-0921-9)
- Hong, H., Qiu, J., Liang, Y. (2010). Environmental factors influencing the distribution of total and fecal coliform bacteria in six water storage reservoirs in the Pearl River Delta Region, China. *Journal of Environmental Sciences*, 22(5): 663–668.
- Hoover, J.P. (2006). Water depth influences nest predation for a wetland-dependent bird in fragmented bottomland forests. *Biological Conservation*, 127(1): 37–45. DOI: [10.1016/j.biocon.2005.07.017](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.017)
- Houhamdi, M., & Samraoui, B. (2002). Occupation spatio-temporelle par l'avifaune aquatique du Lac des Oiseaux (Algérie). *Alauda (Dijon)*, 70(2), 301-310.
- Houhamdi, M., & Samraoui, B. (2008). Diurnal and nocturnal behaviour of Ferruginous duck *Aythya nyroca* at Lac des Oiseaux, northern Algeria. *Ardeola*, 55(1), 59-69.
- Hoyt, D. F. (1979). Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. *The Auk*, 96(1), 73-77. <https://doi.org/10.1093/auk/96.1.73>
- Irshad, M., Malik, N., Khan, T., Faridullah, M. (2011). Effect of solid waste on heavy metal composition of soil and water at Nathiagali-Abbottabad. Department of Environmental Sciences, COMSATS Institute of Information Technology, Abbottabad, Pakistan
- Isenmann, P., & Moali, A. (2000). The birds of Algeria-Les oiseaux d'Algérie. Soc. Etudes Ornithol., France, Muséum Nat. *Hist. Nat., Paris.*
- Jamieson, I.G., McRae, S.B., Simmons, R.E., Trewby, M. (2000). High rates of conspecific brood parasitism and egg rejection in coots and moorhens in ephemeral wetlands in Namibia. *The Auk*, 117(1): 250–255. DOI: [10.1642/0004-8038\(2000\)117\[0250:hroc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2000)117[0250:hroc]2.0.co;2)
- Johnsgard, P.A. 1978. Ducks, geese and swans of the World. University of Nebraska Press, Lincoln and London

- Journal Officiel de la République Algérienne (JORA). (2011). Qualité de l'eau de consommation humaine, Imprimerie Officielle, Les Vergers : Bir-Mourad Raïs, Alger, Algérie, pp. 7–25.
- Juhna, T., Birzniece, D., Rubulis, J. (2007). Effect of phosphorus on survival of *Escherichia coli* in drinking water biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(11) : 3755–3758.
- Kadid, Y., Thébaud, G., Pétel, G., & Abdelkrim, H. (2007). Les communautés végétales aquatiques de la classe des Potametea du lac Tonga, El-Kala, Algérie. *Acta Botanica Gallica*, 154(4), 597-618.
- Kagalou, I., Tsimarakis, G., Bezirtzoglou, E. (2002). Inter-relationships between bacteriological and chemical variations in Lake Pamvotis-Greece. *Microbial Ecology in Health and Disease*, 14(1): 37–41. <https://doi.org/10.1080/089106002760002748>
- Kear, J. (Ed.). (2005). Ducks, geese and swans: species accounts (*Cairina to Mergus*) (Vol. 2). Oxford University Press. Oxford, U.K
- Khan, R.M., Jadhav, M.J., Ustad, I.R. (2012). Physicochemical analysis of triveni lake water of Amravati district in (MS) India. *Bioscience Discovery*, 3(1):64–66
- Khedimallah, R., Tadjine, A. (2016). Contribution à la connaissance des macroinvertébrés de l'écosystème lacustre : lac Tonga du Parc national d'El Kala. *Bull. Soc. Zool. Fr*, 141(3) : 121–140.
- Kobielska, P.A., Howarth, A.J., Farha, O.K., Nayak, S. (2018). Metal–organic frameworks for heavy metal removal from water. *Coordination Chemistry Reviews*, 358: 92–107.
- Krishnan, R.R., Dharmaraj, K., Kumari, B.R. (2007). A comparative study on the physicochemical and bacterial analysis of drinking, borewell and sewage water in the three different places of Sivakasi. *Journal of Environmental Biology*, 28(1): 105–108.
- Krüger, O., & Lindström, J. (2001). Habitat heterogeneity affects population growth in goshawk *Accipiter gentilis*. *Journal of Animal Ecology*, 70(2): 173-181. DOI: [10.1111/j.1365-2656.2001.00481.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2001.00481.x)
- Kumar, R., Sharma, V., Sharma, R.C. (2018). Physico-chemical and microbiological water quality of Asan Wetland of Garhwal Himalaya, India. *International Journal of Ecological Science and Environmental Engineering*, 5(3): 64–70.
- Kumar, S.K., Babu, S.H., Rao, P.E., Selvakumar, S., Thivya, C., Muralidharan, S., Jeyabal, G. (2017). Evaluation of water quality and hydrogeochemistry of surface and groundwater, Tiruvallur District, Tamil Nadu, India. *Applied Water Science*, 7(5): 2533–2544.
- Kushlan J. A., and Hancock. J. A. (2005). The Herons. Oxford University Press, Oxford
- Lagnika, M., Ibikounle, M., Montcho, J.C., Wotto, V.D., Sakiti, N.G. (2014). Caractéristiques physico-chimiques de l'eau des puits dans la commune de Pobè (Bénin, Afrique de l'Ouest). *Journal of Applied Biosciences*, 79: 6887–6897.
- Lamotte, J. & Bourreliere, A. (1969) .Problèmes d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson, Paris.

- Landscape Amenagement Co. (1998). *Plan directeur de gestion du Parc National d'El Kala et du complexe des zones humides + 16 cartes au 1/25 000*. Agence nationale pour la conservation de la nature. Algérie 234 p.
- Lasne, E., Leblanc, C.A.L., Gillet, C. (2018). Egg size versus number of offspring Trade-Off: female age rather than size matters in a domesticated Arctic Charr Population. *Evolutionary Biology*, 45(1): 105–112. DOI: [10.1007/s11692-017-9433-8](https://doi.org/10.1007/s11692-017-9433-8)
- Le Grand, G., Emmerson, K., & Martin, A. (1984). The status and conservation of seabirds in the Macaronesian islands. *Status and conservation of the world's seabirds. ICBP Technical Publication (2)*, 377-392.
- Lebbin, D.J., Parr, M.J., Fenwick, G.H. (2010). *The American Bird Conservancy guide to bird conservation*. University of Chicago Press.
- Lebedeva, N.V., Markitan, L.V. (2001). Problems of Population Dynamics of the White-Eyed Pochard (*Aythya nyroca* Guld., 1770) in the Eastern Sea of Azov Region. *Russian Journal of Ecology*, 32(6): 425–431. DOI: [10.1023/A:1012538302166](https://doi.org/10.1023/A:1012538302166)
- Ledant JP, Jacob JP, Jacob P, Malher F, Ochando B, Roche J. (1981) Mise à jour de l'avifaune Algérienne. *Le Gerfaut*. ; 71:295–398.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1979). *Écologie numérique : la structure des données écologiques Tome 2*. Masson, Paris.
- Lok, T., Overdijk, O., & Piersma, T. (2015). The cost of migration : spoonbills suffer higher mortality during trans-Saharan spring migrations only. *Biology letters*, 11(1), 20140944.
- Lok, T., Overdijk, O., Tinbergen, J. M., & Piersma, T. (2011). The paradox of spoonbill migration : most birds travel to where survival rates are lowest. *Animal Behaviour*, 82(4), 837-844.
- Loucif, K., Neffar, S., Menasria, T., Maazi, M. C., Houhamdi, M., & Chenchouni, H. (2020). Physico-chemical and bacteriological quality assessment of surface water at Lake Tonga in Algeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 100284. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2020.100284>
- Maazi M-C., Saheb M., Bouzegag A., Seddik S., Nouidjem Y., Bensaci E., Mayache B., Chefrou A. et Houhamdi M. (2010). Ecologie de la reproduction de l'Echasse blanche *Himantopus himantopus* dans la Garaet de Guellif (Hautes plaines de l'Est algérien). *Bulletin de l'Institut Scientifique de Rabat*. 32(2) : 101-109.
- Madge, S., & Burn, H. (1988). *Waterfowl: an identification guide to the ducks, geese, and swans of the world*. Houghton Mifflin.
- Magurran, A. E. "Measuring biological diversity. (2004) Oxford." *UK : Blackwell Publishing*
- Maleki, S., Baghdadi, N., & Rahdari, V. (2020). Which water bird groups need greater habitat conservation measures in a wetland ecosystem?. *Ecological Engineering*, 143, 105677. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105677>

- Manivaskam, N. (2005). Physicochemical examination of water sewage and industrial effluent, 5<sup>th</sup> Ed. Pragati Prakashan Meerut.
- Martin, T.E. (1995). Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs*, 65(1): 101–127. DOI: [10.2307/2937160](https://doi.org/10.2307/2937160)
- Mateo, R., Belliure, J., Dolz, J. C., Serrano, J. A., & Guitart, R. (1998). High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35(2), 342-347. <https://doi.org/10.1007/s002449900385>
- Medema, G.J., Shaw, S., Waite, M., Snozzi, M., Morreau, A., Grabow, W. (2003). Catchment characterization and source water quality. In: Dufour A., Snozzi M., Koster W., et al., (eds.). *Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods*. WHO OECD, London. 111–158.
- Meltofte, H., Amstrup, O., Petersen, T.L., Rigét, F., Tøttrup, A.P. (2018). Trends in breeding phenology across ten decades show varying adjustments to environmental changes in four wader species. *Bird Study*, 65(1): 1–8. DOI: [10.1080/00063657.2018.1444014](https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1444014)
- Melville, D. S., & Shortridge, K. F. (2006). Migratory waterbirds and avian influenza in the East Asian–Australasian Flyway with particular reference to the 2003–2004 H5N1 outbreak. *Waterbirds around the world*, 432-438.
- Merzoug, A., Bara, M., & Houhamdi, M. (2015). Diurnal time budget of Gadwall *Anas strepera* in Guerbes-Sanhadja wetlands (Skikda, northeast Algeria). *Zoology and Ecology*, 25(2), 101-105. <https://doi.org/10.1080/21658005.2015.1031503>
- Metallaoui, S., Dziri, H., Bousseheba, A., Heddami, S., & Chenchouni, H. (2020). Breeding ecology of the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) in Guerbes-Sanhadja wetlands of Algeria. *Regional Studies in Marine Science*, 33, 100979. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100979>
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2007). *Wetlands* 4th edn John Wiley & Sons. New York.
- Møller, A.P., Fiedler, W., Berthold, P. (Eds.). (2010). *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press.
- Moreno, J. (2012). Avian nests and nest building as signals. *Avian Biology Research*, 5(4): 238–251. DOI: [10.3184/175815512X13534385822786](https://doi.org/10.3184/175815512X13534385822786)
- Moreno, J., Martínez, J., Corral, C., Lobato, E., Merino, S., Morales, J., Tomás, G. (2008). Nest construction rate and stress in female Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca*. *Acta Ornithologica*, 43(1): 57–64. DOI: [10.3161/000164508X345338](https://doi.org/10.3161/000164508X345338)
- Morrison, M. L. (1986). Bird populations as indicators of environmental change. In *Current ornithology* (pp. 429-451). Springer, Boston, MA.
- Mutlu, E., Kutlu, B., Demir, T., Yanik, T. (2018). Assessment of metal concentrations and physicochemical parameters in the waters of Lake Tecer. *Kastamonu University Journal of Forest Faculty*, 18(1): 1–10.
- Mutlu, E., Uncumusaoğlu, A.A. (2016). Physicochemical analysis of water quality of Brook Kuruçay. *Turkish Journal of Agriculture-Food Science and Technology*, 4(11) : 991–998. <https://doi.org/10.24925/turjaf.v4i11.991-998.946>

- Navedo, J. G., Masero, J. A., Overdijk, O., Orizaola, G., & Sánchez-Guzmán, J. M. (2010). Assessing the role of multiple environmental factors on Eurasian Spoonbill departure decisions from stopover sites. *Ardea*, 98(1), 3-12.
- NF EN 872. (2005). T90-10. Qualité de l'eau - Dosage des matières en suspension - Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre
- NF EN ISO 15682. (2001). T90-082. Qualité de l'eau - Dosage des chlorures par analyse en flux (CFA et FIA) et détection photométrique ou potentiométrique.
- Ngodhe, S.O., Raburu, P.O., Achieng, A. (2013). The impact of water quality on species diversity and richness of macroinvertebrates in small water bodies in Lake Victoria Basin, Kenya. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 6: 32–41
- Norme NF EN 872, AFNOR, Juin 2005, T90-10. Qualité de l'eau - Dosage des matières en suspension, Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre.
- Nouayti N., Khattach D., Hilali M. (2015). Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas Central, Maroc). *Journal de Matériel et Science de l'Environnement*, 6(4) : 1068–1081.
- Nummi, P., Holopainen, S., Rintala, J., Pöysä, H. (2015). Mechanisms of density dependence in ducks: importance of space and per capita food. *Oecologia*, 177(3): 679-688. DOI: [10.1007/s00442-014-3133-1](https://doi.org/10.1007/s00442-014-3133-1)
- Nummi, P., Saari, L. (2003). Density-dependent decline of breeding success in an introduced, increasing mute swan *Cygnus olor* population. *Journal of Avian Biology*, 34(1): 105–111. DOI: [10.1034/j.1600-048X.2003.02801.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2003.02801.x)
- Oketola, A.A., Osibanjo, O., Ejelonu, B.C., Oladimeji, Y.B., Damazio, O.A. (2006). Water quality assessment of River Ogun around the cattle market of Isheri, Nigeria. *Journal of Applied Sciences*, 6(3): 511–517.
- Olsen, K. M., & Larsson, H. (2004). Gulls of North America, Europe, and Asia. Princeton Univ. Press: 1-608.
- OMS (2008). Guide for laboratory establishment for plant nutrient analysis. FAO, Rome
- OMS (2017). Guidelines for drinking-water quality: 4th ed. incorporating first addendum. Geneva: World Health Organization
- Ouali, N., Belabed, B.E., Chenchouni, H. (2018). Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from North African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, 639: 156–174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.377>
- Ouma, S.O., Ngeranwa, J.N., Juma, K.K., Mburu, D.N. (2016). Seasonal variation of the physicochemical and bacteriological quality of water from five rural catchment areas of Lake Victoria basin in Kenya. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 3: 170. <https://doi.org/10.41722380-2391.1000170>

- Palamuleni, L., & Akoth, M. (2015). Physico-chemical and microbial analysis of selected borehole water in Mahikeng, South Africa. *International journal of environmental research and public health*, 12(8), 8619-8630. <https://doi.org/10.3390/ijerph120808619>
- Patil, V.T., Patil, P.R. (2010). Physicochemical Analysis of Selected Groundwater Samples of Amalner Town in Jalgaon District, Maharashtra, India. *Journal of Chemistry*, 7(1): 111–116.
- Pellerin, S., Paquette, S.R., Pelletier, F., Garant, D., Bélisle, M. (2016). The trade-off between clutch size and egg mass in tree swallows *Tachycineta bicolor* is modulated by female body mass. *Journal of Avian Biology*, 47(4): 500–507. DOI: [10.1111/jav.00725](https://doi.org/10.1111/jav.00725)
- Petkov, N. (2003). Ferruginous duck *Aythya nyroca* breeding population development and habitat selection at Durankulak Lake, Bulgaria. *Acrocephalus*, 24(118): 87–96.
- Petkov, N. (2012). Habitat characteristics assessment of the wetlands with breeding Ferruginous Duck *Aythya nyroca* and Pochard *A. ferina* in Bulgaria. *Acrocephalus*, 32(150–151): 127–134. DOI: 10.2478/v10100-011-0005-1
- Poulet, R. (2008). Fuligule nyroca, *Aythya nyroca*. *Oiseaux. Net*. Rhone- alpes, Villars-les-Dombes. France. Réf.O.Net: repo5174. <https://www.oiseaux.net/photos/regis.poulet/fuligule.nyroca.1.html>
- R Core Team (2019). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: [www.R-project.org](http://www.R-project.org)
- Raachi M.L. (2007). Étude préalable pour une gestion intégrée des ressources du bassin versant du lac Tonga au Nord-Est Algérien, Mémoire du Service des bibliothèques, Université du Québec à Montréal, Canada, 104p
- Rajashekara, S., & Venkatesha, M. G. (2010). The diversity and abundance of waterbirds in lakes of Bangalore city, Karnataka, India. *Biosystematica*, 4(2), 63-73.
- Reif, J. (2013). Long-term trends in bird populations: a review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *Acta ornithologica*, 48(1), 1-16. <https://doi.org/10.3161/000164513x669955>
- ReifSubramanya, S. (1996). Distribution, status and conservation of Indian heronries. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 93(3), 459-486.
- Rejsek, F. (2002). *Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques*. Centre régional de documentation pédagogique (CRDP Aquitaine). Collection Biologie technique. Sciences et Techniques de l'Environnement. Bordeaux, France.
- Ringelman, K.M., Eadie, J.M., Ackerman, J.T., Sih, A., Loughman, D.L., Yarris, G.S., et al. (2017). Spatiotemporal patterns of duck nest density and predation risk: a multiscale analysis of 18 years and more than 10 000 nests. *Oikos*, 126(3): 332-338. [10.1111/oik.03728](https://doi.org/10.1111/oik.03728)
- Ringelman, K.M., Walker, J., Ringelman, J.K., Stephens, S.E. (2018). Temporal and multi-spatial environmental drivers of duck nest survival. *The Auk*, 135(3): 486-494. [10.1642/auk-17-207.1](https://doi.org/10.1642/auk-17-207.1)

- Robinson, J.A., Hughes, B. (2006). International Single Species Action Plan for the Conservation of the Ferruginous Duck. CMS Technical Series No. 12 & AEWA Technical Series No. 7. Bonn, Germany.
- Rodier, J., Legube, B., Marlet N. (2009). L'analyse de l'eau .9th Edition. *Dunod*, Paris.
- Roohul, A., Syed, S.A., Zubair, A., Jabar, Z.K.K. (2012) Microbial analysis of drinking water and water distribution system in new urban Peshawar. *Current Research Journal of Biological Science*, 4: 731–737
- Rosenfeld, L.K., McGee, C.D., Robertson, G.L., Noble, M.A., Jones, B.H. (2006). Temporal and spatial variability of fecal indicator bacteria in the surf zone off Huntington Beach, CA. *Marine Environmental Research*, 61(5): 471–493.
- Ruiz-Capillas, C., Aller-Guiole, P., & Jimenez-Colmenero, F. (2007). Application of flow injection analysis to determine protein-bound nitrite in meat products. *Food Chemistry*, 101(2), 812-816. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.12.034>
- Saadali, B., Derradji, E.F., Saboua, T., Remita, R., Zahi, F. (2015). Impact de l'activité anthropique sur la dégradation de l'environnement et sur la qualité des eaux : cas du parc national d'El Kala (Nord-Est Algérien). *Synthèse : Revue des Sciences et de la Technologie*, 30(1) : 66–75.
- Safine, D.E., Lindberg, M.S. (2008). Nest habitat selection of white-winged scoters on Yukon Flats, Alaska. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120(3): 582–593. DOI: [10.1676/06-157.1](https://doi.org/10.1676/06-157.1)
- Saheb, M., Nouidjem, Y., Bouzegag, A., Bensaci, E., Samraoui, B., & Houhamdi, M. (2009). Ecologie de la reproduction de l'Avocette élégante *Recurvirostra avosetta* dans la Garaet de Guellif (Hautes plaines de l'Est algérien). *European Journal of Scientific Research*, 25(4), 513-525.
- Sanderson, F. J., Donald, P. F., Pain, D. J., Burfield, I. J., & Van Bommel, F. P. (2006). Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological conservation*, 131(1), 93-105. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.008>
- Schricke, V. (1982). Les méthodes de dénombrements hivernaux d'Anatidés et Foulques, de la théorie à la pratique. *La sauvagine et la chasse*, 253, 6-11.
- Scott, D. A., & Rose, P. M. (1996). Atlas of Anatidae populations in Africa and western Eurasia. Wetlands International, Wageningen, Netherlands.
- Seddik, S., Bouaguel, L., Bougoudjil, S., Maazi, M. C., Saheb, M., Metallaoui, S., & Houhamdi, M. (2012). L'avifaune aquatique de la Garaet de Timerganine et des zones humides des Hauts Plateaux de l'Est algérien. *African Bird Club Bulletin*, 19(1), 25-32.
- Sénéchal, H., Gauthier, G., Savard, J.P.L. (2008). Nesting ecology of Common Goldeneyes and Hooded Mergansers in a boreal river system. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120(4): 732–742. DOI: [10.1676/07-144.1](https://doi.org/10.1676/07-144.1)
- Servais, P., Garcia-Armisen, T., Lepeuple, A. S., Lebaron, P. (2005). An early warning method to detect faecal contamination of river waters. *Annals of microbiology*, 55(2): 151–156.

- Sharma, K. K., & Saini, M. (2014). Community structure and population dynamics of aquatic avifauna of Gharana Wetland (Reserve), Jammu, India. *International Research Journal of Biological Sciences*, 3(2), 1-8.
- Sibanda, T., Chigor, V. N., Okoh, A. I. (2013). Seasonal and spatio-temporal distribution of faecal-indicator bacteria in Tyume River in the Eastern Cape Province, South Africa. *Environmental Monitoring Assessment*, 185: 6579–6590.
- Sih, A. (2013). Understanding variation in behavioural responses to human-induced rapid environmental change: a conceptual overview. *Animal Behaviour*, 85(5): 1077-1088. [10.1016/j.anbehav.2013.02.017](https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.02.017)
- Silva JP, Phillips L, Jones W. (2007). LIFE and Europe's wetlands: restoring a vital ecosystem. <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/2682>
- Sjöberg, K., Pöysä, H., Elmberg, J., Nummi, P. (2000). Response of mallard ducklings to variation in habitat quality: an experiment of food limitation. *Ecology*, 81(2): 329–335. DOI: [10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0329:romdtv\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0329:romdtv]2.0.co;2)
- Skagen, S.K., Augustine, D.J., Derner, J.D. (2018). Semi-arid grassland bird responses to patch-burn grazing and drought. *The Journal of Wildlife Management*, 82(2): 445–456. DOI: [10.1002/jwmg.21379](https://doi.org/10.1002/jwmg.21379)
- Smart, M., Azafzaf, H., & Dlensi, H. (2007). The'Eurasian'Spoonbill (*Platalea leucorodia*) in Africa. *Ostrich-Journal of African Ornithology*, 78(2), 495-500.
- Snow, D. W., Gillmor, R., & Perrins, C. M. (1998). *The Birds of the Western Palearctic : Non-Passerines*. Oxford University Press. Oxford
- Snow, D.W.; Perrins, C.M. (1998). *The Birds of the Western Palearctic, Volume 1: Non-Passerines*. Oxford University Press, Oxford.
- Soler, J.J., Neve, L.D., Martínez, J.G., Soler, M. (2001). Nest size affects clutch size and the start of incubation in magpies: an experimental study. *Behavioral Ecology*, 12(3): 301–307. DOI: [10.1093/beheco/12.3.301](https://doi.org/10.1093/beheco/12.3.301)
- Stallard, M. A., Otter, R. R., Winesett, S., Barbero, M., Bruce, M., Layton, A., & Bailey, F. C. (2016). A watershed analysis of seasonal concentration-and loading-based results for *Escherichia coli* in inland waters. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 97(6), 838-842. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1928-y>
- Stearns, S.C. (1992). *The evolution of life histories*. Oxford University Press, Oxford
- Taiyun, W., & Viliam, S. R. (2016). Package “corrplot” : visualization of a correlation matrix.
- Takekawa, J.Y., De La Cruz, S.W., Wilson, M.T., Palm, E.C., Yee, J., Nysewander, D.R., et al. (2011). Breeding distribution and ecology of Pacific Coast Surf Scoters. In: Wells, J.V. (Ed.). *Boreal birds of North America: a hemispheric view of their conservation links and significance*. University of California Press, Berkeley, pp 41–63.
- Tamisier, A., & Dehorter, O. (1999). Camargue, canards et foulques-Fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hivernage. *Nîmes : Centre Ornithologique du Gard*.

- Tampo L., Ayah M., Kodom T., Tchakala I., Boguido P., Bawa L., Djaneye B. (2014). Impact de la demande en chlore et de la chloration sur la désinfection des eaux de puits des quartiers de Lomé : cas des quartiers de Démakpoé et d'Agbalépédogan (Togo). *Journal of Applied Biosciences*, 75: 6272– 6281.
- Taylor, B., & van Perlo, B. (1999). Rails: a guide to the rails, crakes, gallinules and coots of the World. *British Birds*, 92, 542-544.
- Triplet, P., Diop, I., Schricke, V., & Leray, G. (2006). Origin of the Spoonbills wintering in the Senegal delta. *Eurosite Spoonbill Network Newsletter*, 4, 31-34.
- Triplet, P., Overdijk, O., Smart, M., Nagy, S., Schneider-Jacoby, M., Karauz, E. S., Pigniczki, Cs., Baha El Din, S., Kralj, J., Sandor, A & Navedo, J. G. (2008). International single species action plan for the conservation of the Eurasian Spoonbill *Platalea leucorodia*. *AEWA Tech. Ser.*, (35).
- Urban, E. K., Fry, C. H., & Keith, S. (1986). *The Birds of Africa*, (Volume 2).
- US-Environmental Protection Agency (US-EPA) (2012). Conductivity in Water: Monitoring and assessment. United States Environmental Protection Agency 'US-EPA'.
- US-EPA (2015). Water: monitoring and analysis. United States Environmental Protection Agency 'US-EPA'. <http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms511.cfm>.
- Van Gils, J., Wiersma, P., Kirwan, G.M., and Sharpe, C.J. (2015). Common Snipe (*Gallinago gallinago*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds), *Handbook of the Birds of the World Alive*, Lynx Edicions, Barcelona.
- Verma, P. U., Purohit, A. R., & Patel, N. J. (2012). Pollution status of Chandlodia lake located in Ahmedabad Gujarat. *International Journal of Engineering Research and Applications*, 2(4), 1600-1606.
- Vinicombe, K.E. (2000). Identification of Ferruginous Duck and its status in Britain and Ireland. *British Birds*, 93(1): 4–21.
- Walker, J., Lindberg, M.S., MacCluskie, M.C., Petrula, M.J., Sedinger, J.S. (2005). Nest survival of scaup and other ducks in the boreal forest of Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 69(2): 582–591. DOI: [10.2193/0022-541x\(2005\)069\[0582:nsosao\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0022-541x(2005)069[0582:nsosao]2.0.co;2)
- Wang, Z.G., Liu, W.Q., Zhao, N.J., Li, H.B., Zhang, Y.J., Liu, J.G. (2007). Composition analysis of colored dissolved organic matter in Taihu Lake based on three-dimension excitation-emission fluorescence matrix and PARAFAC model, and the potential application in water quality monitoring. *Journal of Environmental Sciences*, 19(7): 787–791.
- Warfe, D. M., & Barmuta, L. A. (2004). Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia*, 141(1), 171-178. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1644-x>
- Wetlands International. (2016). Waterbird Population Estimates. Available at: <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/ferruginous-duck-aythya-nyroca/wpe.wetlands.org>

Wu, Y., & Yang, W. (2015). Indicators and implementing methods of wetland biodiversity monitoring: Taking Great Lakes coastal wetlands as an example. *Biodiversity Science*, 12(3), 527-535.

Xu, Y., Si, Y., Yin, S., Zhang, W., Grishchenko, M., Prins, H. H., ... & de Boer, W. F. (2019). Species-dependent effects of habitat degradation in relation to seasonal distribution of migratory waterfowl in the East Asian–Australasian Flyway. *Landscape Ecology*, 34(2), 243-257. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-00767-7>

# Annexes

---

## Annexe S1. Climats selon les classes de De Martonne (Godard et Tabeaud, 1993), modifié

Valeur de l'indice	Type de climat
$0 < I < 5$	Hyperaride
$5 < I < 10$	Aride
$10 < I < 20$	Semi-aride
$20 < I < 30$	Semi humide
$30 < I < 55$	Humide

## Annexe S2. Données climatiques mensuelles à long terme du lac Tonga (latitude : 36°53'N, longitude : 08°31'E, altitude : 2 m) dans l'extrême nord-est de l'Algérie.

Paramètres	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Global
Température moyenne [°C]	6.1±2.16	6.8±2.12	9±1.87	11.5±1.78	15.3±1.52	20.6±1.2	23.2±1.12	24±1.1	20.2±1.52	16.2±1.5	11.1±1.91	7.5±2.09	14.29±1.66
Température Maximale [°C]	15.1±1.52	16.3±1.46	18.2±1.01	21.6±0.99	27.1±2.18	32±2.11	36±2.68	35.9±2.46	31.7±1.57	26.1±1.61	20.3±1.59	16.2±1.62	24.71±1.73
Température Minimale [°C]	5±1.75	5±1.61	5.9±1.95	7.6±1.64	11.1±1.17	15.3±1.53	18.1±1.4	18.7±1.19	16.7±1.6	12.6±1.86	8.5±1.64	5.8±1.85	10.86±1.6
Précipitation [mm]	206±54.98	179±58.44	124±40.02	93±34.5	58±11.8	20±8.61	5±2.74	9±7.06	46±10.46	77±26.37	131±38.2	207±64.2	96.25±29.78
Potentiel évapotranspiration [mm]	27.9±8.82	34.1±6.23	53.6±9.22	69.4±14.32	105.6±8.23	136.7±7.61	169.7±11.05	152.7±7.72	107.5±6.77	69.8±9.39	37.9±7.91	26.1±8.18	82.58±8.79
Pression de la vapeur [hPa]	10.8±1.52	11.2±1.82	12.5±1.87	14.9±2.71	19.2±2.92	23.2±4.08	25.8±4.05	26.2±4.54	23.6±4.06	18.8±3.08	14.3±2.06	11.6±1.79	17.68±2.87
Vitesse du vent [km/h]	9±1.45	7.2±1.93	7.2±1.79	7.2±2.02	6.12±1.73	6.12±2.19	4.32±1.48	4.32±1.52	4.32±1.46	5.76±1.37	5.76±1.46	5.4±1.75	6.06±1.68
Fréquence d'ensoleillement [%]	41±6.84	48±7.21	51±8.8	47±5.96	59±6.65	67±6.94	82±8.41	75±6.9	64±8.32	52±6.64	43±8.46	40±8.77	55.75±7.49
Durée de la journée [h]	09:56	10:48	11:55	13:04	14:03	14:32	14:18	13:28	12:22	11:13	10:12	09:40	12:08
Heures d'ensoleillement [h]	04:04±0:40	05:11±0:46	06:04±1:02	06:08±0:46	08:17±0:56	09:44±1:00	11:44±01:12	10:06±0:55	07:55±1:01	05:50±0:44	04:23±0:51	03:52±0:50	06:56±0:54
Fréquence du gel du sol [%]	10	10	7	2	0	0	0	0	0	0	1	7	3
Pluie efficace [mm]	138	128	99	79	53	19	5	9	43	68	104	138	882
Rapport pluie efficace [%]	67	71	80	85	91	97	99	99	93	88	79	67	76
Jours de pluie	24	21	17	13	8	3	1	1	6	10	17	24	145
Rapport précipitations solides [%]	9	7	4	2	1	0	0	0	0	0	2	6	5

**Annexe S3.** Géolocalisation des sites d'échantillonnage (Comptage des oiseaux d'eau)

Sites d'échantillonnage	Information de géolocalisation
S1	36°52'47.8"N 8°31'48.9"E
S2	36°52'25.1"N 8°31'58.7"E
S3	36°51'15.4"N 8°31'51.7"E
S4	36°50'43.0"N 8°31'29.7"E
S5	36°49'39.5"N 8°28'34.4"E
S6	36°50'23.0"N 8°27'56.5"E
S7	36°50'55.3"N 8°28'03.0"E
S8	36°51'38.6"N 8°28'32.8"E
S9	36°52'20.3"N 8°29'23.8"E

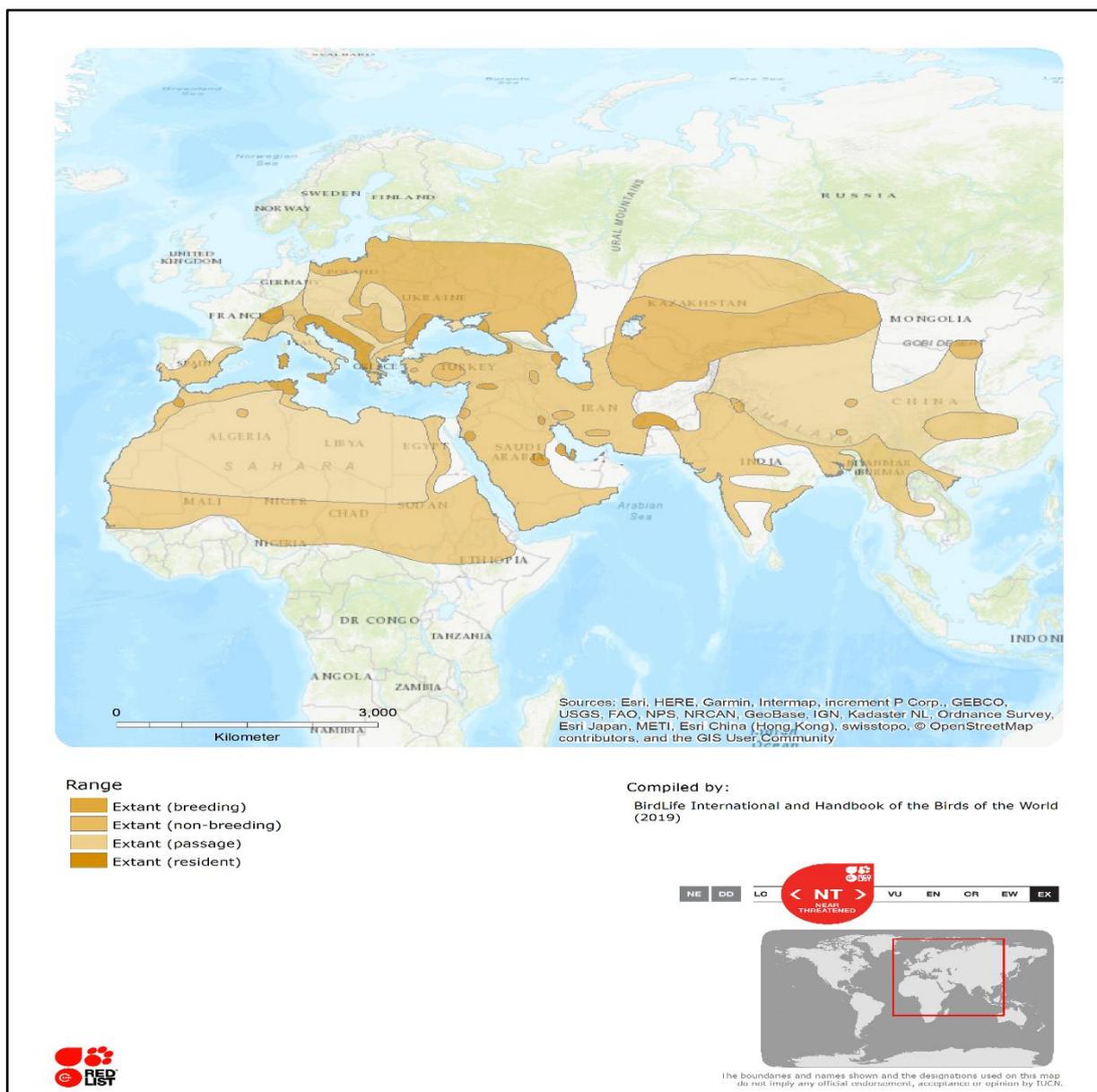
**Annexe S4.** Résumés des modèles linéaires généralisés (MLG) complets obtenus avant la simplification et la sélection du modèle sur la base des valeurs du critère d'information d'Akaike (AIC) en utilisant la méthode "par étapes" et la direction "avant/arrière".

BHT	Est.	SE	z-value	P	Sig.	TC	Est.	SE	z-value	P	Sig.
(Intercept)	24.76	9.934	2.49	0.013	*	(Intercept)	19.83	10.858	1.83	0.068	•
pH	-5.93	2.394	-2.48	0.013	*	pH	-4.53	2.631	-1.72	0.085	•
Turbidité	-0.06	0.041	-1.49	0.136	NS	Turbidité	-0.13	0.049	-2.59	0.010	**
DO	5.38	2.079	2.59	0.010	**	DO	3.32	2.307	1.44	0.150	NS
EC	0.00	0.002	-2.54	0.011	*	EC	0.00	0.002	-1.65	0.099	•
SSM	3.32	1.248	2.66	0.008	**	SSM	2.54	1.372	1.85	0.064	•
Res. Sec	-0.01	0.003	-2.02	0.044	*	Res. Sec	0.00	0.004	-1.23	0.218	NS
NO <sub>3</sub>	0.10	0.050	2.00	0.046	*	NO <sub>3</sub>	0.09	0.056	1.56	0.118	NS
NO <sub>2</sub>	8.32	3.068	2.71	0.007	**	NO <sub>2</sub>	7.01	3.360	2.09	0.037	*
NH <sub>4</sub>	-1.10	0.504	-2.19	0.029	*	NH <sub>4</sub>	-0.53	0.555	-0.96	0.339	NS
PO <sub>4</sub>	0.15	0.089	1.64	0.101	NS	PO <sub>4</sub>	-0.07	0.102	-0.74	0.462	NS
Ca	-0.10	0.034	-3.09	0.002	**	Ca	-0.12	0.037	-3.14	0.002	**
Mg	0.04	0.016	2.51	0.012	*	Mg	0.03	0.018	1.63	0.103	NS
Cl	0.00	0.001	2.56	0.010	*	Cl	0.00	0.001	1.26	0.207	NS
K	-0.03	0.024	-1.19	0.232	NS	K	0.01	0.027	0.45	0.654	NS
SO <sub>2</sub>	0.02	0.010	2.30	0.021	*	SO <sub>2</sub>	0.02	0.011	1.57	0.116	NS
BOD <sub>5</sub>	-0.09	0.062	-1.42	0.155	NS	BOD <sub>5</sub>	-0.17	0.072	-2.34	0.019	*
Dureté	-0.16	0.065	-2.46	0.014	*	Dureté	-0.11	0.072	-1.46	0.143	NS
AIC	172.38					AIC	167.70				
FC	Est.	SE	z-value	P		FS	Est.	SE	z-value	P	
(Intercept)	6.06	12.107	0.50	0.617	NS	(Intercept)	25.37	29.997	0.85	0.398	NS
pH	-1.60	2.936	-0.54	0.586	NS	pH	-5.04	7.152	-0.71	0.481	NS
Turbidité	-0.13	0.055	-2.33	0.020	*	Turbidité	-0.05	0.117	-0.40	0.690	NS
DO	0.99	2.572	0.38	0.701	NS	DO	4.12	6.340	0.65	0.516	NS
EC	0.00	0.002	-0.65	0.517	NS	EC	0.00	0.005	-0.70	0.482	NS
SSM	1.27	1.528	0.83	0.404	NS	SSM	2.55	3.689	0.69	0.489	NS
Res. Sec	0.00	0.004	-0.26	0.796	NS	Res. Sec	-0.01	0.010	-0.75	0.451	NS
NO <sub>3</sub>	0.04	0.062	0.63	0.532	NS	NO <sub>3</sub>	0.12	0.155	0.78	0.434	NS
NO <sub>2</sub>	3.70	3.749	0.99	0.324	NS	NO <sub>2</sub>	6.33	9.127	0.69	0.488	NS
NH <sub>4</sub>	-0.04	0.616	-0.06	0.950	NS	NH <sub>4</sub>	-0.97	1.507	-0.64	0.521	NS
PO <sub>4</sub>	-0.12	0.113	-1.05	0.292	NS	PO <sub>4</sub>	0.23	0.260	0.90	0.369	NS
Ca	-0.08	0.041	-1.82	0.069	•	Ca	-0.08	0.101	-0.79	0.428	NS
Mg	0.01	0.020	0.51	0.612	NS	Mg	0.03	0.049	0.68	0.496	NS

**Annexe S4.Suite.** Résumés des modèles linéaires généralisés (MLG) complets obtenus avant la simplification et la sélection du modèle sur la base des valeurs du critère d'information d'Akaike (AIC) en utilisant la méthode "par étapes" et la direction "avant/arrière".

BHT	Est.	SE	z-value	P	Sig.	TC	Est.	SE	z-value	P	Sig.
CI	0.00	0.001	0.18	0.860	NS	CI	0.00	0.003	0.66	0.512	NS
K	0.04	0.030	1.25	0.211	NS	K	-0.04	0.073	-0.59	0.553	NS
SO <sub>2</sub>	0.01	0.012	0.69	0.493	NS	SO <sub>2</sub>	0.02	0.031	0.70	0.481	NS
BOD <sub>5</sub>	-0.20	0.079	-2.55	0.011	*	BOD <sub>5</sub>	-0.07	0.200	-0.35	0.730	NS
Turbidité	-0.04	0.080	-0.47	0.639	NS	Turbidité	-0.13	0.197	-0.68	0.496	NS
AIC	164.11					AIC	133.88				

(Est.: estimate, SE: standar error, P: *p*-value , Sig.: statistical significance, \*\*\*:  $P < 0.001$ , \*\*:  $P < 0.01$ , \*:  $P < 0.05$ , •:  $P < 0.1$ , NS:  $P > 0.1$ )



**Annexe S5.** Carte de la distribution mondiale du Fuligule nyroca (Aythya nyroca Goldenstädt, 1770) (BirdLife International, 2019)