

# Mémoire

Présenté par

**RACHEF Mabrouk**

Pour l'obtention du diplôme de

# Master

Filière : Sciences Biologiques

Option : Biologie de la conservation

# Thème

**Apport de l'utilisation de l'indice de végétation normalisé (NDVI) pour la prédiction de la distribution potentielle de quelques espèces d'amphibiens en Algérie du nord**

Soutenu le 19/09/2019, devant le jury :

## Nom et Prénom

<b>M. DAHMANA</b>	<b>Abdelhak</b>	Univ. de Béjaia	Président
<b>M. MERABET</b>	<b>Khaled</b>	Univ. de Béjaia	Promoteur
<b>M. KARAR</b>	<b>Mokrane</b>	Univ. de Béjaia	Co-Promoteur
<b>M. LAISSAOUI</b>	<b>Mounir</b>	Univ. de Béjaia	Examineur

**Année Universitaire : 2018-2019**

## **Remerciements**

J'adresse mes remerciements à mon promoteur Monsieur MERABET pour avoir accepté de m'encadrer et pour toute l'aide qu'il m'a apportée.

Je remercie également mon co-promoteur Monsieur KARAR pour avoir accepté de me co-encadrer et pour toute l'aide qu'il m'a apportée.

Je rends hommages aux membres du jury, Monsieur DAHMANA et Monsieur LAISSAOUI, pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Enfin, je remercie tous ceux et celles qui ont contribué à l'élaboration de ce mémoire.

## **Dédicaces**

A mes très chers parents,  
A ma famille et mes amis (es).

## Liste des figures

<b>Figure</b>	<b>Titre</b>	<b>Page</b>
<b>Figure 1.1</b>	Fréquence de publications autour du thème de la modélisation de distribution des espèces depuis 1971 à 2008.....	13
<b>Figure 1.2</b>	Les différents types de distribution d'une espèce.....	14
<b>Figure 1.3</b>	Processus de modélisation corrélative de la niche écologique d'une espèce.....	15
<b>Figure 1.4</b>	Schéma récapitulatifs de principe des modèles de distribution d'espèce	16
<b>Figure 1.5</b>	Interface principale de MaxEnt.....	17
<b>Figure 2.1</b>	Carte de situation de la zone d'étude.....	18
<b>Figure 2.2</b>	Carte des précipitations moyennes annuelles de l'Algérie.....	19
<b>Figure 2.3</b>	Photos des cinq espèces d'amphibiens retenues dans notre étude.....	21
<b>Figure 2.4</b>	Interface d'ArcMap version 10.5.....	22
<b>Figure 2.5</b>	Raster des données des moyennes de précipitations pour le mois de décembre pour la région méditerranéenne.....	23
<b>Figure 2.6</b>	Raster du NDVI, résolution de 250m.....	25
<b>Figure 2.7</b>	Conversion au format ASCII des rasters.....	26
<b>Figure 2.8</b>	Représentation de l'omission après seuillage des rasters prédits.....	28
<b>Figure 2.9</b>	Schéma récapitulatif du processus de modélisation suivi lors de notre travail..	29
<b>Figure 3.1</b>	Présentation des taux d'omission des modèles prédictifs obtenus pour les 05 espèces selon NDVI et données bioclimatiques.....	32
<b>Figure 3.2</b>	Présentation des taux d'omission des modèles prédictifs obtenus pour les 05 espèces selon les NDVI et données bioclimatique après seuillage de 5%.....	33
<b>Figure 3.3</b>	Présentation des moyennes des taux d'omission des modèles prédictifs obtenus pour les 05 espèces selon NDVI et données bioclimatiques .....	34
<b>Figure 3.4</b>	Emplacements des stations météorologiques en Algérie selon WorldClim....	37

## Liste des tableaux

<b>Tableau</b>	<b>Titre</b>	<b>Page</b>
Tableau 1.1	Composition taxonomique de la faune d'amphibiens d'Algérie.....	7
Tableau 2.1	Nombre d'occurrences par espèce.....	20
Tableau 2.2	Les 19 variables bioclimatiques obtenues à partir de CHELSA.....	23
Tableau 3.1	Résultats de l'ACP pour l'NDV.....	30
Tableau 3.2	Résultats de l'ACP pour CHELSA .....	31

## **Table des matières**

<b>Liste des figures</b> .....	<b>I</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>II</b>

<b>Introduction</b> .....	<b>1</b>
---------------------------	----------

### **Chapitre I : Revue bibliographique**

<b>1. Généralités sur l'herpétofaune</b> .....	<b>3</b>
1.1. Définition de l'herpétologie.....	3
1.2. L'herpétofaune dans le monde et dans le bassin méditerranéen.....	3
<b>2. L'herpétofaune en Algérie</b> .....	<b>4</b>
2.1. Etat des connaissances sur les amphibiens en Algérie.....	4
2.2. Composition taxonomique faune amphibienne en Algérie.....	6
2.3. Les efforts de la protection de la biodiversité en Algérie.....	8
2.4. Pourquoi les amphibiens pour notre travail? .....	8
<b>3. Techniques de modélisation de niche écologique</b> .....	<b>9</b>
3.1 Définitions de la niche écologique.....	9
a) La niche écologique selon Grinnell et Elton.....	9
b) La niche écologique selon Hutchinson.....	10
3.2. Modélisation de la niche écologique.....	10
3.2.1. Définition du modèle de niche écologique.....	10
3.2.2. Applications des modèles prédictifs.....	11
3.2.3. Limites de la modélisation de niche écologique.....	12
3.2.4. Les types de modèles.....	14
3.3. L'approche de la Maximum d'Entropie (MaxEnt) .....	15
3.4. MaxEnt .....	17

### **Chapitre II : Matériel et Méthodes**

<b>1. Zone d'étude</b> .....	<b>18</b>
<b>2. Données d'entrée utilisées</b> .....	<b>19</b>
2.1. Les sites d'occurrence.....	19
2.2. Données environnementales utilisées.....	22

2.2.1. Les données bioclimatiques .....	22
2.2.2. Indice de végétation normalisé (NDVI).....	24
<b>3. Préparation des données environnementales.....</b>	<b>25</b>
3.1. Extraction des valeurs numérique des différents Rasters .....	25
3.2. Transformation des rasters par l'ACP (Analyse en Composantes Principales).....	26
<b>4. Processus de modélisation .....</b>	<b>26</b>
4.1. Construction des modèle « Modélisation de niche écologique .....	26
4.2. Validation et interprétation du modèle (Robustesse des Modèles) .....	27
4.2.1. Test AICc (Akaike information criterion corrigé).....	27
4.2.2. Seuillage des prédictions finales et taux d'omission .....	27
<b>Chapitre III : Résultats et discussion</b>	
<b>1. Présentation des résultats .....</b>	<b>30</b>
1.1. Résultats des ACP.....	30
1.2. Calibration et sélection des meilleurs modèles.....	31
1.3. Fiabilité des modèles .....	31
1.4. Test de Student de comparaison de moyennes.....	32
<b>2. Analyse et discussion.....</b>	<b>36</b>
<b>Conclusion .....</b>	<b>38</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>39</b>

**Annexes**

**Résumé**

# Introduction



**Introduction**

La fragmentation de l'habitat naturel, la surexploitation et certaines activités humaines sont responsables de la dégradation de la biodiversité. Ajoutées aux menaces présentes, la rapidité et l'envergure des changements environnementaux actuels et à prévoir dans les prochaines décennies, nous interpellent sur l'importance d'améliorer notre capacité à prédire les effets du réchauffement global sur le fonctionnement et la dynamique des écosystèmes et des éléments qui les composent. Par la perte de la biodiversité on entend soit l'extinction des espèces, l'extinction des populations ou la diminution des densités (Chapin *et al.*, 2000). C'est dans ce sens et selon l'IPCC, (2014) que le constat du réchauffement climatique et de la responsabilité des activités anthropiques dans l'extinction des espèces à travers le monde, est sans équivoque. Chacune des trois dernières décennies a été plus chaude que la précédente ainsi que de toutes les autres décennies depuis 1850. Dans ce constat, les populations d'amphibiens, objet de notre étude, ne sont pas épargnées, c'est même le taxon de vertébrés le plus menacé (Pyšek & Richardson, 2010; Vieites *et al.*, 2009).

La prise de conscience de la gravité de la perte de la biodiversité et de la responsabilité des sociétés modernes dans celles-ci a suscité l'attention des politiques, sociétés civiles et de la communauté scientifique. Dans ce contexte et pour répondre à cette demande, de nouvelles approches ont été développées permettant de modéliser la distribution d'une espèce. Ces modèles permettent d'associer la distribution d'occurrence d'une espèce ou son abondance à des données environnementales (Elithet *al.*, 2006; Guisan & Zimmerman, 2000).

Les données sur la répartition des espèces dans de nombreuses régions ne sont pas disponibles et la collecte de telles données implique des coûts énormes et beaucoup de travail (Ottaviani *et al.*, 2004). Les gestionnaires de la conservation privilégient de plus en plus la modélisation prédictive de la répartition des espèces pour étudier la biogéographie, l'évolution, l'écologie, la conservation et la gestion des espèces envahissantes (Araujo *et al.*, 2004; Peterson et Robins, 2003). Ainsi, depuis quelques années, la modélisation de la distribution des espèces est devenue un outil majeur utilisé notamment pour simuler les réponses des espèces aux facteurs du milieu, projeter les futures distributions des organismes sous diverses modifications environnementales (dont les changements du climat), prédire les habitats colonisables par des espèces invasives, trouver des sites - non prospectés - ayant un haut potentiel d'occurrence pour les espèces rares ou encore pour déterminer des sites potentiellement adéquats pour la réintroduction d'espèces (Elithet *al.*, 2006).

**Problématique et plan de la contribution:**

Nous allons appliquer la technique de modélisation de la distribution potentielle (niche écologique) de cinq espèces d'amphibiens en Algérie et cela- dans un premier temps- sur la base de l'indice « **NDVI** » (Indice de différence de végétation normalisé) et de données d'occurrence qui proviennent du site « **GBIF** » (Global Biodiversity Information Facility) et de la bibliographie. Dans un deuxième temps sur la base de données bioclimatiques « **CHELSA** » (Climatologies at High Résolution for the Earth's Land Surface Areas) couplées aux données d'occurrences utilisées dans le précédent modèle.

La problématique traitée dans notre contribution est formulée comme suit : *Quel est le modèle prédictif le plus fiable ; Celui généré avec l'indice NDVI ou plutôt celui construit avec les variables bioclimatiques CHELSA ? Autrement ; les données de l'indice NDVI sont-elles meilleures que les variables bioclimatiques CHELSA ?*

De cette problématique découlent des questions secondaires qui sont :

- Les données climatiques utilisées sont-elles représentatives, vu la faible couverture en station climatique ?
  - A quel point les deux types de modèles étudiés sont valides?
- Pour répondre à ces questions, nous proposons les deux hypothèses suivantes :

**H<sub>0</sub>** : les prédictions des modèles basés sur le NDVI ne sont pas plus fiables comparées à celles des modèles basés sur les variables bioclimatiques CHELSA.

**H<sub>1</sub>** : les prédictions des modèles basés sur le NDVI sont plus fiables comparées à celles des modèles basés sur les variables bioclimatiques CHELSA.

Afin de vérifier ces deux hypothèses émises dans le cadre de ce travail, ce document est organisé comme suit :

❖ Un premier chapitre intitulé « Revue bibliographique » qui traite des généralités relatives aux amphibiens et techniques de modélisation de niche écologique ou de distribution potentielle des espèces.

❖ Un deuxième chapitre intitulé « Matériel et méthodes » porte sur la présentation de la zone d'étude, la détermination et la présentation du matériel utilisé et l'explication des méthodes suivies pour la réalisation de cette contribution.

❖ Enfin, un dernier chapitre intitulé « Résultats et Discussions » consacré à la présentation des résultats obtenus et aux discussions correspondantes.

# Chapitre 1

## Revue bibliographique

**Chapitre I : Revue bibliographique****1. Généralités sur l'herpétofaune****1.1. Définition de l'herpétologie**

L'herpétologie est la science qui étudie les amphibiens et les reptiles. *Herps* est le nom donné aux grands groupes d'amphibiens et de reptiles. Ils sont étroitement connexes et ont des caractéristiques communes. L'herpétologie est la branche de l'histoire zoologique naturelle qui traite des reptiles et d'amphibiens. Elle aborde leur classification, leur écologie, leur comportement, leur physiologie, leur anatomie ainsi que les espèces fossiles (Lescure, 2002).

**1.2. L'herpétofaune dans le monde et dans le bassin méditerranéen**

Dans sa synthèse datant de 2019 (dernière version disponible), l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) donne une richesse de 6780 espèces d'amphibiens parmi lesquelles 8.5% (575 espèces) sont reconnues en danger critique d'extinction, 13,9 % (944) en danger et 9,5 % (641 espèces) vulnérable et 20.7 % (2803 espèces) avec un statut de conservation non déterminé pour manque de données. D'autres sources bibliographiques plus récentes telles que la base de données (Amphibiaweb.org), actualisée au 15 Septembre 2019, déclare une richesse totale de 8090 amphibiens recensés à travers le monde.

Le bassin méditerranéen est classé comme une zone de haute biodiversité (hotspot) en raison de ces niveaux élevés de plantes, reptiles, amphibiens et poissons d'eau douce endémiques (Cox *et al.*, 2006) où un total de 106 espèces d'amphibiens dont 68 (64 %) sont endémiques. Parmi les 106 espèces, on compte 64 Anoures (le taxon des Anura : grenouilles, crapauds et rainettes) et 42 Urodèles (le taxon des Caudata ; tritons et salamandres). Parmi les 42 Urodèles, la famille des Salamandridés domine avec 34 espèces. La distribution géographique de la richesse spécifique amphibienne suivant les pays du bassin méditerranéen, fait ressortir une richesse plus élevée en Italie (37 espèces), suivi par la France (35 espèces) et l'Espagne (33 espèces) (Cox *et al.*, 2006). Ces auteurs reconnaissent pour l'Algérie un total de 12 espèces natives et aucune n'est considérée comme éteinte, introduite ou réintroduite.

**2. L'herpétofaune en Algérie****2.1. Etat des connaissances sur les amphibiens en Algérie**

Les premières investigations herpétologiques ont commencé au 19<sup>ème</sup> siècle avec les premières notes publiées par (Gervais, 1836) sur les vertébrés en Algérie, en particulier les reptiles. Les premières synthèses sur l'herpétofaune du pays ont été l'œuvre de (Strauch, 1862), (Lallemand, 1867) et (Olivier, 1894), donnant naissance ainsi à l'herpétologie algérienne.

Durant la dernière décennie du même siècle, d'autres synthèses ont été effectuées par (Boulenger, 1891) et (Anderson, 1892) en publiant un catalogue concernant les Reptiles et les Amphibiens de toute l'Afrique du nord (la Barbarie ou la Berbérie des auteurs de l'époque) et incluant l'Algérie. Un peu plus tard, paraissait le travail de Doumergue, (1901) sur les Reptiles de l'Oranie, qui reste une référence en la matière pour beaucoup d'espèces, et dans lequel figurent des notions de détermination de tous les reptiles et batraciens de l'Algérie ainsi que du Maroc et de la Tunisie.

Depuis, les recherches herpétologiques ont stagné jusqu'au début de la deuxième moitié du 19<sup>ème</sup> siècle. La reprise a été marquée par Bellairs & Shut, (1954) en publiant des notes sur le peuplement herpétologique d'une plage algérienne, près de Tichy (Est de Béjaïa). Peu après, Domergue, (1959) publia une liste de reptiles et d'amphibiens du Maroc, d'Algérie et de Tunisie, suivi par (Gauthier, 1967) avec des notes sur l'écologie et l'éthologie des reptiles du Sahara Nord-occidental (région de Beni-Abbès), puis par (Sura, 1983) avec les résultats d'une collecte d'amphibiens et reptiles effectuée en Algérie et (Le Berre, 1989) sur les amphibiens, reptiles et poissons du Sahara.

La dernière décennie du 20<sup>ème</sup> siècle constitue une période très importante pour l'herpétologie algérienne du fait, d'une part, de la publication de nombreux travaux mieux documentés et actualisés sur l'herpétofaune en Algérie et, d'autre part, par l'apparition des premiers herpétologues algériens à l'image de Djirar N. et Rouag R. De toutes les références apparues, il y a celle de Djirar, (1995) sur les reptiles du pays sous forme d'une liste de 69 espèces avec une clé préliminaire de leur détermination et celui de Salvador, (1996) sur les amphibiens du nord-

ouest de l'Afrique de l'ouest, comportant la liste des espèces avec leur carte de distribution géographique.

Par ailleurs, l'ouvrage de Schleich et al. (1996) traitant de l'herpétofaune de toute l'Afrique du nord (Maroc, Algérie, Tunisie et Lybie) demeure la référence la plus complète et la mieux documentée pour l'herpétologie algérienne contemporaine, en fournissant une liste plus riche d'espèces d'amphibiens et reptiles pour chaque pays avec des données d'ordre faunistiques, biogéographiques et écologiques pour chaque espèce. Enfin, une synthèse plus récente sur l'herpétofaune de l'ensemble des pays du bassin méditerranéen et compilée par (Cox *et al.*, 2006) pour le compte de l'UICN a contribué à actualiser la liste des espèces en tenant compte de tous les remaniements taxonomiques démontrées par les recherches moléculaires.

A une échelle locale, quelques travaux ont pu fournir des données faunistiques biogéographiques ou écologiques sur les reptiles dans le massif des Aurès (Chirio, 1995), sur les amphibiens et reptiles dans le Parc national d'El Kala (Benyakoub & Rouag, 1996), de Belezma (Zeraib, 2007), dans la région de Kabylie de la Soummam (Dahmana *et al.*, 2006), du Djurdjura et des Babors (Djirar, 2007), dans la région de Tiaret (Dahmani, 2007), de Chrêâ, Reghaia et Edough (Belguebli & Mouzaoui, 2009) ainsi que dans l'Erg oriental (Souf, Taïbet, Touggourt) (Mouane, 2010). Des travaux non publiés dans les revues internationales mais uniquement sous forme de mémoires ou thèses pas très accessibles avec des moteurs de recherche sur internet peuvent être cités également (Rabah, 2011; Targa, 2013; Laoufi, 2011). La plupart de ces mémoires sont très difficilement exploitables vu que les localités sont données parfois que de manière très vague mais aussi à cause des nombreuses fautes liées aux mauvaises identifications des espèces. Malgré ce nombre appréciable d'études réalisées localement, les résultats publiés à ce jour restent fragmentaires du fait que beaucoup de régions, de localités et de types d'écosystèmes du pays restent encore peu ou pas du tout explorés, contrairement à beaucoup d'autres pays méditerranéens et du Maghreb en particulier (Beddek, 2018). Le Maroc est déjà doté de son premier Atlas des reptiles et des amphibiens (Bons & Geniez, 1996). Ce retard est dû d'une part à l'importante superficie de notre pays qui décourage les chercheurs, tant algériens qu'étrangers, et d'autre part, au faible intérêt que portent nos chercheurs à ce type de recherche et à ces taxons (Merabet, 2017).

La dynamique de collaboration des chercheurs algériens avec leurs collègues étrangers est insuffisante mais plusieurs collaborations ont abouti à des publications (Fonseca *et al.*, 2008; Lima *et al.*, 2009; Brito *et al.*, 2007; Giménez *et al.*, 2012; Anadón *et al.*, 2015...). La première phylogéographie d'amphibiens dont le premier auteur est algérien n'a été publiée qu'en 2016 (Merabet *et al.*, 2016). Selon Beddek, (2018), L'Algérie est un cas d'école en matière de lacunes de biodiversité (biodiversity shortfalls), manque toujours de listes d'espèces pour tous les taxons confondus.

Les amphibiens restent très peu étudiés en Algérie. Leur distribution actuellement admise, est représentée par quelques populations isolées et fragmentées tout au long de la partie centrale et Est de l'Algérie septentrionale (Cox *et al.*, 2006; Matéo *et al.*, 2013; Samraoui *et al.*, 2012).

Actuellement très peu de données sont disponibles sur leur écologie (répartition, habitat, biogéographie...) et leur génétique (statut taxonomique et phylogéographique, diversité génétique...), au moment où la fragmentation et la destruction de leurs habitats, menacent à même leur persistance.

Selon Wilson *et al.* (2016), il semble contradictoire de dire que l'Algérie septentrionale est un hotpot alors qu'on manque cruellement de données sur sa biodiversité. En réalité ces hotpots sont décrits essentiellement sur la base de la diversité floristique qui est un peu mieux connue que celles des animaux, d'une part, d'autre part, la superposition de zones peu connues et de hot-spots de biodiversité n'est pas un fait unique à l'Algérie.

Malgré ce déficit criant de connaissances de la biodiversité en Algérie, il existe une législation pour la protection des espèces : l'ordonnance n°2006-05 du 15 Juillet 2006 relative à la protection d'espèces animales menacées de disparition et le décret exécutif n° 12-235 du 24 mai 2012 fixant la liste des espèces animales non domestiques protégées. Cependant ces listes ont été établies à dire d'expert car à ce moment, il n'y avait pas d'évaluation de l'état de conservation des espèces, ni de liste rouge nationale pour aucun groupe faunistique.

## **2.2. Composition taxonomique faune amphibiennne en Algérie**

La composition taxonomique de la classe des amphibiens du pays a subi beaucoup de changements à travers le temps. La synthèse fournie par Cox *et al.* (2006) qui a tenu compte des derniers remaniements taxonomiques démontrés par les recherches moléculaires, signale

pour l'Algérie une liste de 12 espèces d'amphibiens. Néanmoins, Matéo et al. (2013) qui ont publié une nouvelle synthèse des connaissances sur l'ensemble de la faune d'amphibiens observée en Algérie, ont rajouté deux nouvelles espèces pour l'Algérie, ce qui porte la richesse spécifique totale à 14 espèces. Ces auteurs ont également suggéré une nouvelle nomenclature des familles, des genres et des espèces (Tab. 1.1). Les deux nouvelles espèces rajoutées sont *Alytes maurus* et *Barbarophryne brongersmai*, toutes réputées auparavant comme endémique au Maroc (Bons et Geniez, 1996) mais de petites populations sont signalées dans l'Oranie (monts de Tlemcen).

**Tableau 1.1 :** Composition taxonomique de la faune d'amphibiens d'Algérie  
(Mateo et al.,2013)

<b>Famille</b>	<b>Genre et espèce</b>
<i>Salamandridae</i>	<i>Salamandra algira</i>
	<i>Pleurodeles poireti</i>
	<i>Pleurodeles nebulosus</i>
<i>Ranidae</i>	<i>Pelophylax saharicus</i>
<i>Alytidae</i>	<i>Discoglossus pictus</i>
	<i>Discoglossus scovazii</i>
	<i>Alytes maurus</i>
<i>Buфонidae</i>	<i>Sclerophrys mauritanica</i>
	<i>Amietophrynus xerox</i>
	<i>Bufotes boulengeri</i>
	<i>Bufo bufo</i>
	<i>Barbarophryne brongersmai</i>
<i>Hylidae</i>	<i>Hyla meridionalis</i>
<i>Dicroglossidae</i>	<i>Hoplobatrachus occipitalis</i>
<b>6 familles</b>	<b>12 Genres et 14 espèces</b>



### **2.3. Les efforts de la protection de la biodiversité en Algérie**

La protection de la biodiversité est une préoccupation assez importante en Algérie. Pour continuer le développement du pays tout en préservant les ressources et les espaces naturels, les autorités algériennes ont élaboré un schéma national d'aménagement du territoire (SNAT 2025 (Chenouf, 2014) intégrant comme objectifs l'utilisation durable des ressources et la préservation de la biodiversité. Un chapitre a été consacré à la protection de la nature dans ce schéma.

Certains écosystèmes (le littoral, la montagne, l'écosystème steppique, l'écosystème oasien, l'écosystème forestier et les aires protégées) y sont identifiés comme prioritaires (Chenouf, 2014). En outre, l'Algérie vient de lancer un programme de grande envergure pour renforcer la conservation de la biodiversité in situ. Son principal objectif est de protéger les divers habitats (littoraux, steppiques, montagnards...etc.) par l'augmentation des aires protégées qui passeront de 36% de la surface totale du pays actuellement à 50 % en 2030. Ce plan d'action ambitieux des aires protégées en Algérie rencontre toutefois plusieurs obstacles tous liés à la connaissance de la biodiversité : 1) un déficit en matière de recherche appliquée et de taxonomie (Linnean Shortfall) ; 2) une faiblesse en matière de coopération régionale et d'échange d'expertises et 3) l'insuffisance et l'inadaptation de certains plans de conservation (Beddek, 2018).

### **2.4. Pourquoi les amphibiens pour notre travail?**

Les amphibiens ont été utilisés dans ce travail comme des substituts de la biodiversité et un moyen d'affiner les questions pour la recherche future dans l'objectif de fournir l'information aux gestionnaires.

Le choix des amphibiens pour étudier la détermination de la meilleure technique de modélisation de niche écologique se justifie par le fait que ces vertébrés sont particulièrement pertinents comme indicateurs de la biodiversité pour plusieurs raisons notamment:

1) Ils ont une faible capacité de dispersion, ce qui les rend particulièrement vulnérables aux changements du milieu notamment la végétation. Ainsi, les amphibiens représentent le groupe le plus menacé dans le monde (Collins & Storfer 2003; Wake & Vredenburg 2008; Butchart *et al.*, 2010).

2) l'écologie des amphibiens qui dépend beaucoup des précipitations, de plus, les amphibiens devraient être particulièrement sensibles aux changements climatiques en raison de leur ectothermie (Sinervo *et al.* 2010; Araújo *et al.*, 2006).

3) l'existence de peu de données de répartitions des populations d'amphibiens et leurs distributions fragmentées sur le territoire algérien si vaste et si hétérogène du point de vue écologique.

### **3. Techniques de modélisation de niche écologique**

#### **3.1 Définitions de la niche écologique**

##### **a) La niche écologique selon Grinnell et Elton**

La première utilisation du mot « niche » dans le sens d'un lieu occupé par une espèce dans l'environnement est probablement due à Roswell Johnson(1910). Mais c'est Joseph Grinnell (1913) qui est le premier ayant inséré le concept dans un programme d'investigation. Selon la définition de Grinnell (1917) la niche écologique correspond à un milieu pour lequel l'ensemble des paramètres environnementaux permettent la survie de l'espèce. Ces paramètres peuvent être d'ordre abiotique (comme la température, les précipitations, humidité, précipitation ou l'attitude...etc.) ou biotique (compétition prédation, présence de la nourriture...etc.). Ainsi, pour expliquer la répartition et les propriétés des espèces, Grinnell s'intéresse à l'influence de l'environnement sur la distribution des populations et leurs évolutions. Charles Elton (1927), perçu comme l'autre père du concept de niche, se focalise aussi sur les équivalents écologiques, mais au sein d'un programme de recherche différent. Elton recherche les invariances des structures des communautés via quatre axes d'étude qui mettent l'accent sur les relations trophiques : la relation entre la taille d'un organisme et la taille de sa nourriture, les chaînes trophiques, la niche d'organisme et la « pyramide des nombres ». Donc la représentation géographique de la niche grinnellienne est l'ensemble de tous les lieux qui présentent les conditions environnementales favorables à l'espèce. Cette niche permet de positionner une espèce dans son milieu de vie par facteurs environnementaux.

Selon Whittaker *et al.* (1973) et Hutchinson, (1957) on peut distinguer deux types de niches grinnelliennes : la niche fondamentale et la niche réalisée. La niche écologique fondamentale c'est l'ensemble des conditions environnementales abiotiques nécessaires à la survie de l'espèce.

La niche écologique réalisée est décrite par le même ensemble de conditions environnementales favorables à l'espèce, et elle prend en considération l'aire qui lui est accessible ainsi que la présence d'autres espèces.

### **b) La niche écologique selon Hutchinson**

Hutchinson, (1957) définit une niche écologique comme étant un hypervolume (volume écologique multidimensionnel) où chaque dimension de l'espèce représente une ressource (matériaux, espace, substrats...etc) ou une condition (température, précipitation, humidité, acidité...etc) de l'environnement. La qualité de ressources varie dans l'espace et dans le temps en fonction de l'activité de l'espèce, les conditions et les ressources sont les conditions limitantes qu'on peut hiérarchiser pour étudier la vulnérabilité de l'espèce dans l'environnement. La niche réellement occupée par l'espèce, restreinte aux régions de la niche fondamentale où l'espèce n'est pas exclue par ses compétiteurs, est quant à elle nommée réalisée. À l'inverse de la niche fondamentale, la niche réalisée est contingente à un ensemble de compétiteurs donné. Tandis que Grinnell et Elton mettaient l'accent sur la similarité des niches occupées par des équivalents écologiques dans des zones géographiques différentes, Hutchinson met l'accent sur la similarité de niches des espèces dans une même localité, et sur la façon dont elles entrent en compétition, quoique d'autres facteurs soient considérés, comme la prédation et la variabilité environnementale.

Pour Hutchinson, la compétition (pour des ressources) peut modifier la niche d'une espèce dans le sens d'une réduction de la similarité (Pierrat, 2011) et assez d'auteurs (Araujo et Guisan, 2006 ; Keaney, 2006). Ils s'appuient tous sur la définition de la niche écologique d'Hutchinson (1957) les avis de divergence concernant la partie de la niche réellement modélisée (Araujo et Guisan, 2006). Hutchinson définit la niche d'une manière qui inspirera et sera fondement des modélisations de niche écologiques l'ENM (*Ecological Niche Modelling*) (Antunes, 2015).

## **3.2. Modélisation de la niche écologique**

### **3.2.1. Définition du modèle de niche écologique**

Profitant d'une large variété de techniques statistiques non paramétriques, mathématiques et conception d'algorithmes en conjugaison avec les systèmes d'information géographique et de télédétection, les modèles de niche écologique ou de distribution d'espèces sont souvent utilisés

dans des études concernant l'écologie de conservation et de biogéographie (Elith *et al.*, 2011). Ils estiment la relation entre la présence d'une espèce dans une localité et les conditions environnementales qui y règnent (Franklin, 2009). Ils consistent à construire une fonction de paramètres environnementaux qui prédit la probabilité de présence de l'espèce à partir d'un jeu de données de calibration comprenant des données de présence/absence ou d'abondance géoréférencés (localisation d'un lieu échantillonné par des coordonnées de longitude et de latitude) de l'espèce et des valeurs de paramètres environnementaux aux sites d'observation (Sampoux & Bardeau, 2011), en d'autres termes ; ils identifient et quantifient les facteurs environnementaux qui contrôlent la distribution d'une espèce ou d'une communauté et analysent les relations entre données d'occurrence et les données environnementales abiotiques en produisant des cartes des environnements ou habitats préférentiels ou favorables à la présence et développement optimal d'une espèce ou d'une population d'espèces (Guisan & Wilfried, 2005; Elith *et al.*, 2006; Urbina-cardona et Nicolás, 2010). Cette modélisation donne alors une approximation de la distribution des espèces, qui en terme de robustesse et de justesse est tributaire de la pertinence et représentativité des variables qui contribuent au modèle (Newbold, 2009).

### **3.2.2. Applications des modèles prédictifs**

Stimulées par la prise de conscience du changement climatique global, depuis la fin des années 90, les modélisations de niches écologiques se multiplient. Plus récemment, des études en paléoécologie et préhistoire ont vu le jour grâce à la publication de simulations de paléoclimats.

La qualité de l'habitat réfère à la capacité de l'environnement à fournir des conditions appropriées pour la survie et la reproduction des individus et la persistance des populations (Hall *et al.*, 1997). L'évaluation de la capacité des modèles de niche à prédire la qualité de l'habitat peut être réalisée en mesurant le lien entre la qualité prédite et les paramètres démographiques tels que la survie et la reproduction (Armstrong et Seddon, 2008). Il est alors nécessaire de pouvoir s'appuyer sur des projections fiables dont on mesure l'incertitude (Kujala *et al.*, 2013). Ces approches empiriques offrent également des retours pour la modélisation en développant notre compréhension des processus qui sous-tendent la relation espèce-habitat. Elles peuvent potentiellement aider au développement de modèles plus réalistes écologiquement, qui intègrent les facteurs déterminants pour la distribution des espèces mais

également les mécanismes tels que la reproduction, la survie ou la dispersion (Boulangeat *et al.*, 2012)

Les modèles prédictifs sont des outils permettant de prédire la présence d'espèces animales ou végétales en fonction de paramètres environnementaux. Leur utilisation pour la reconstruction de niches écologiques d'espèces protégées permet de mettre en place des plans de sauvegarde, de gestion, de conservation du milieu (Araújo *et al.*, 2004; Loiselle *et al.*, 2003; Ortega-Huerta et Peterson, 2004; Rushton *et al.*, 2004; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005), ou de protection d'espèces menacées (Engler *et al.*, 2004; Norris, 2004). Ces outils peuvent également servir à évaluer les conséquences d'un changement climatique pour une espèce donnée (Beaumont *et al.*, 2005; Bomhard *et al.*, 2005; Skov et Svenning, 2004; Thuiller *et al.*, 2005a,b) à prévenir l'expansion d'une maladie (Peterson *et al.*, 2004, 2014; Samy *et al.*, 2014) ou de l'invasion d'une espèce exotique (Peterson et Robins, 2003; Peterson et Vieglais, 2001; Rose et Todd, 2014; Rouget *et al.*, 2004; Sandel et Dangremond, 2012), ou à observer des phénomènes évolutifs comme le décalage de niche (Peterson, 2011; Peterson et Li, 2014).

### **3.2.3. Limites de la modélisation de niche écologique**

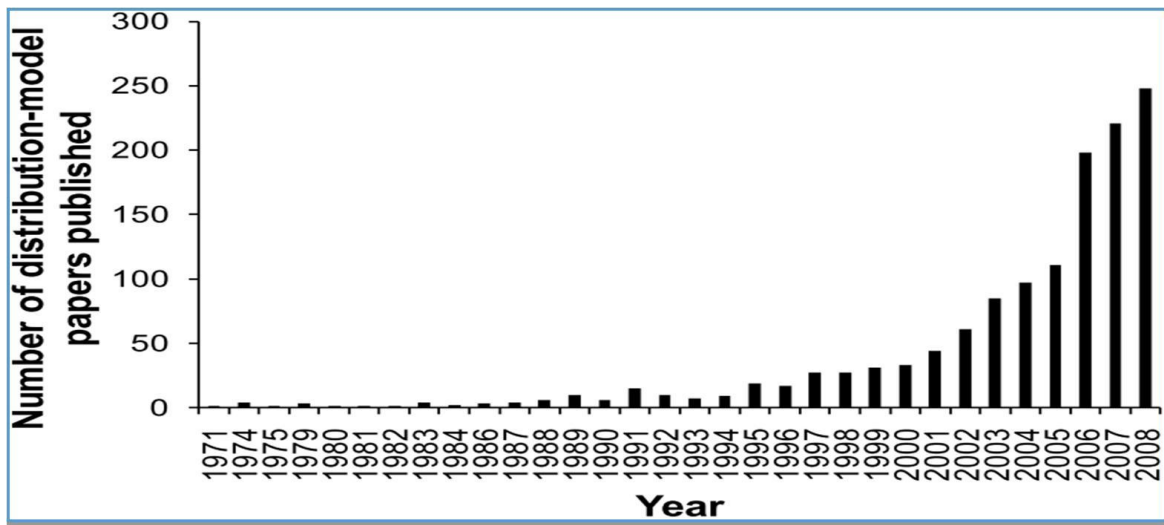
Il faut tout de même signaler que la modélisation de la niche écologique a des limites qu'il faut prendre en considération pour une utilisation optimale et des interprétations justes:

- Les modèles ne prennent en compte ni la plasticité de la niche écologique, ni l'adaptation possible d'une espèce aux changements environnementaux ;
- Ils supposent que l'espèce est en équilibre avec son environnement ;
- Les modèles ignorent la compétition inter et intra-spécifique, la prédation et le contexte historique de la distribution de l'espèce.

Ces limites étant connues, le modèle de niche écologique est généralement utilisé dans les cas suivants :

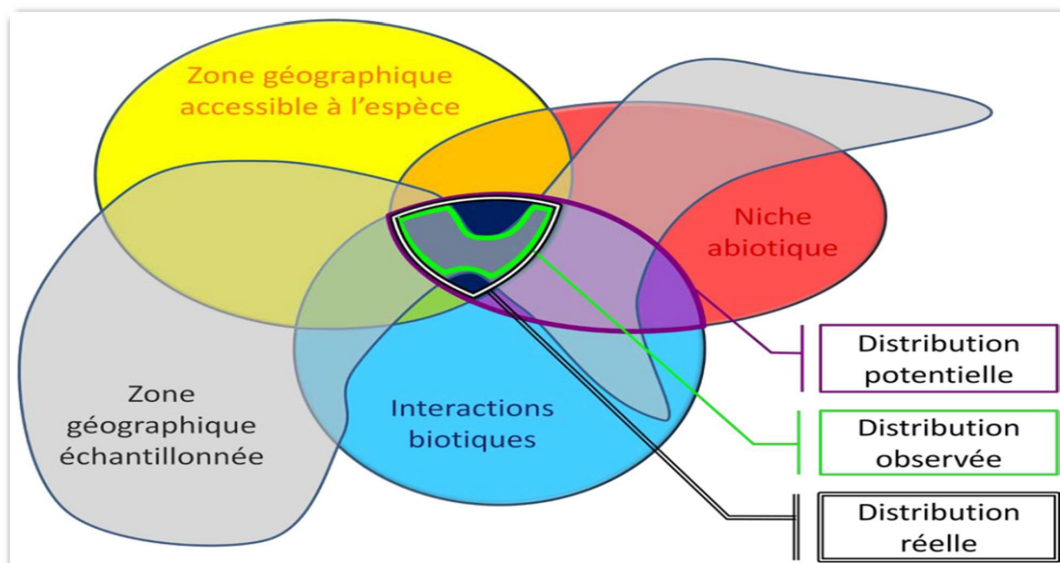
- Estimer les zones géographiques où les conditions environnementales sont favorables au développement de l'espèce (estimation de la niche fondamentale).
- Estimer les habitats potentiels dans une zone géographique qui n'a pas été échantillonnée (estimation de la distribution potentielle de l'espèce).
- Estimer les modifications d'habitat préférentiel (donc de la distribution de l'espèce) au cours du temps, en suivant un scénario de changement environnemental.

- Estimer le poids de l'environnement sur la distribution réelle par rapport aux interactions biotiques et l'histoire évolutive de l'espèce. Malgré leurs limites, ils sont les seuls outils valables pour caractériser à grande échelle les relations de distribution de l'espèce/environnement (Waren & Seifert, 2011). L'utilisation des modèles de distribution d'espèces a rapidement augmenté durant ces deux dernières décennies, comme on peut le constater sur la Figure 1.1. Ils sont de plus en plus utilisés dans différents domaines : systématique, écologie, conservation, santé publique, etc.



**Figure 1.1:** Fréquence de publications autour du thème de la modélisation de distribution des espèces depuis 1971 à 2008 (Source: Soberón & Peterson, 2005).

Une attention particulière est portée sur les modèles de distribution des espèces pour déterminer quel compartiment de la niche est modélisé, Soberón et Peterson (2005) ont distingué trois grandes catégories de facteurs qui déterminent les distributions des espèces : facteurs environnementaux abiotiques, facteurs biotiques (interactions entre espèces) et les facteurs qui affectent la capacité de dispersion des espèces vers d'autres aires géographiques (Fig. 2.1).



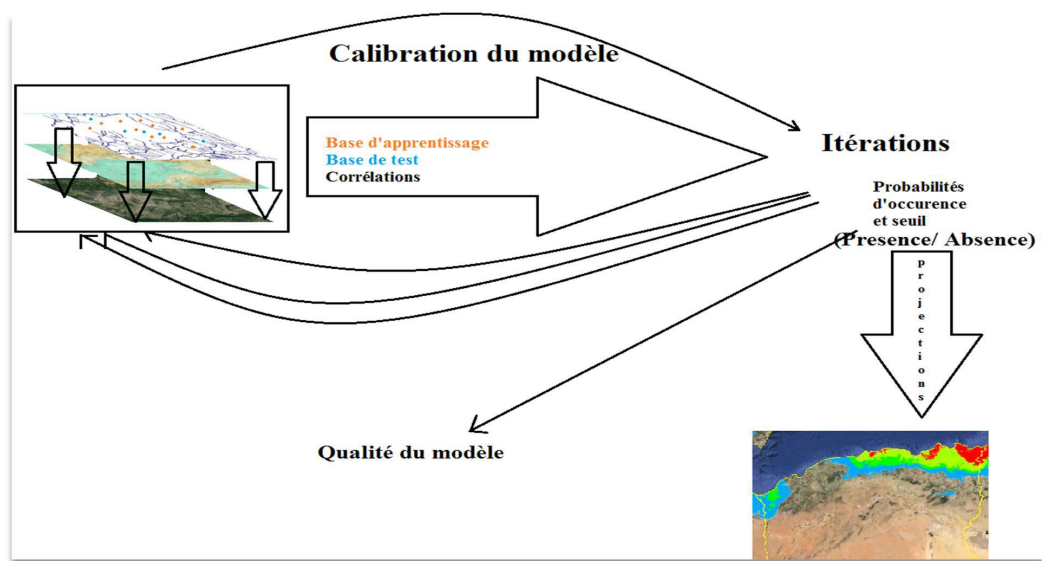
**Figure 1.2:** Les différents types de distribution d'une espèce d'après Peterson 2005, modifié par (Lauzeral, 2012)

Selon (Guisan & Zimmermann, 2000) les modèles de niche écologique capturent la niche réelle même si les variables utilisées pour les générer sont strictement abiotiques, parce qu'ils utilisent des données d'occurrence issues de la distribution réelle. D'autre part (Soberón & Peterson, 2005) font valoir qu'à moins que les variables utilisées ne décrivent des interactions biotiques ou que les limites de dispersion soit incluses comme variables explicatives, les modèles de distribution capturent généralement la niche fondamentale, sauf si les paramètres environnementaux abiotiques sont fortement corrélée avec les paramètres biotiques, où dans ce cas précis le modèle tend à se rapprocher de la distribution réelle.

### 3.2.4. Les types de modèles

Il existe deux grands modèles pour déterminer la niche écologique d'une espèce. D'une part les modèles mécanistiques qui sont basés sur les caractéristiques physiologiques et écologiques de l'espèce : variation génétiques (morphologie, physiologie, comportement), stratégies de survie (développement, croissance, reproduction, dispersion) (Kearney & Porter, 2009). Ils nécessitent donc une connaissance approfondie de l'espèce, ce qui réduit donc leur utilisation aux espèces dont la biologie est bien connue comme les espèces modèles en écologie ou d'importance économique (Lauzeral, 2012).

D'une autre part il y'a les modèles corrélatifs qui mesurent la relation entre les données environnementales (climatiques, topographiques, géologiques...etc) et les données d'occurrence (distribution observée) de l'espèce (Fig. 1.3). Ils sont moins exigeants et les plus utilisés, ils ne nécessitent que les données de présence seule, ou encore présence/absence, d'abondance (Lauzeral, 2012). Des études montrent néanmoins que les deux approches donnaient les mêmes résultats et dans certains cas les modèles corrélatifs sont meilleurs (Robertson, 2003).



**Figure 1.3:** Processus de modélisation corrélatrice de la niche écologique d'une espèce (conçu par Karrar M. et Anarakdim L., 2014) d'après Lauzeral, (2012)

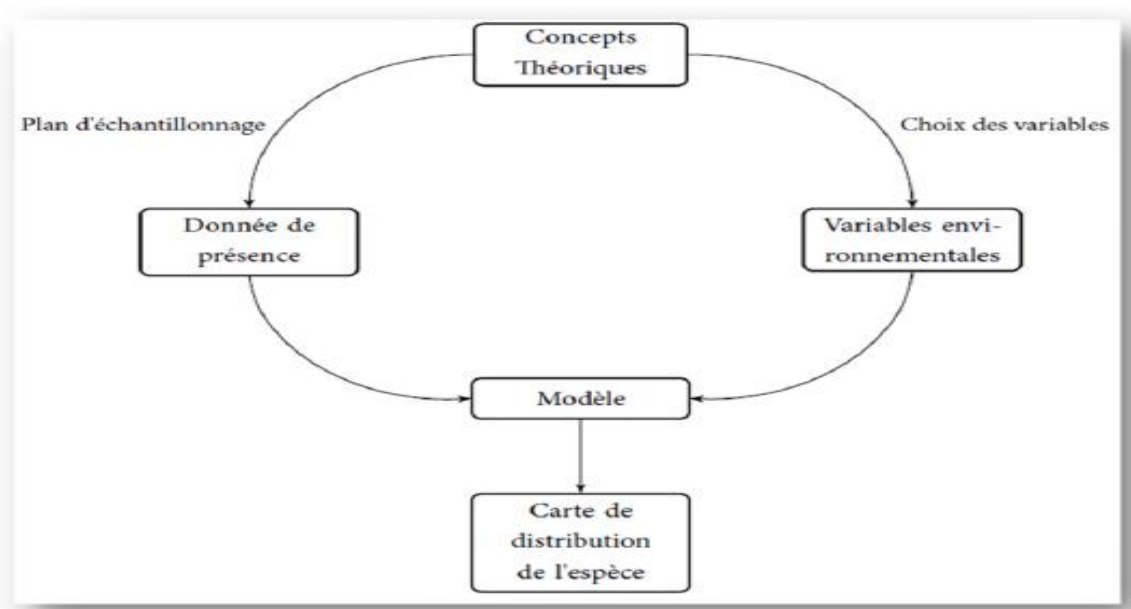
### 3.3. L'approche de la Maximum d'Entropie (MaxEnt)

L'approche du maximum d'entropie est une méthode de prédiction spatiale de l'occurrence d'une espèce animale ou végétale qui repose sur le concept de niche écologique et sur l'utilisation de données de présence (Phillips *et al.*, 2006) (fig. 1.4). Cette méthode permet de calibrer des modèles sans données d'absence d'une espèce qui sont souvent difficiles à obtenir dans la mesure où la non-observation d'une espèce à une localité donnée peut être due à un défaut d'observation (espèce rare, nocturne, ...etc.), (Guisan *et al.*, 2005; Pearce et Boyce, 2006). De nombreuses études comparatives montrent que la méthode MaxEnt est une des plus performantes à ce jour pour la modélisation spatialisée de l'occurrence d'espèces à partir de données de présence (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006, 2008; Wang *et al.*, 2007).



Cette approche consiste à réaliser une approximation de la niche écologique utilisée par l'espèce en fonction des variables environnementales choisies (Baldwin, 2009). Un algorithme permet d'estimer la distribution la plus probable de l'espèce en se basant sur le principe que la meilleure estimation d'une distribution inconnue est celle qui est la moins contraignante (avec le maximum d'entropie) pour l'espèce. Les « contraintes » sont définies en comparant la distribution des valeurs des variables environnementales aux points d'observation avec leur distribution pour des points pris au hasard sur la zone d'étude (absence ou présence de l'espèce possible) (Suárez-Seoane *et al.*, 2008; Bladwin, 2009). Plus les valeurs des variables environnementales en un point donné dans la zone d'étude sont proches des conditions des points d'observation, plus la probabilité d'occurrence prédite pour l'espèce est élevée (Phillips *et al.*, 2006).

Une application en libre accès a été développée pour faciliter l'utilisation de la méthode (Phillips *et al.*, 2005). Elle comprend une interface relativement accessible qui permet d'intégrer différents type de variables environnementales. La mise en œuvre de la méthode aboutit à des résultats comprenant des statistiques et des informations qui permettent de juger de la pertinence des prédictions, ainsi qu'une représentation spatialisée des prédictions qui peut être exportée dans le logiciel ArcGis pour être analysée.



**Figure 1.4:** Schéma récapitulatifs de principe des modèles de distribution d'espèce  
(Source: Merabet. K., 2017)

### 3.4. MaxEnt

MaxEnt (source: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/MaxEnt/>) est un algorithme appliquant une technique d'apprentissage automatique appelée modélisation à entropie maximale qui cherche à définir une probabilité d'occurrences pour l'espèce étudiée en chaque pixel de la zone d'étude en portant la solution la plus optimale expliquant un phénomène inconnu et celle qui maximise l'entropie c'est-à-dire celle qui fournit la distribution des probabilités de présence la plus parcimonieuse (Peterson *et al.*, 2008) (fig. 1.4). Nous avons utilisé MaxEnt pour construire les modèles de niche écologique basés sur la méthode du maximum d'entropie. Ils sont réalisés en utilisant des « factures » (caractères) automatiquement calculés à partir des variables environnementales qui permettent de paramétrer l'algorithme utilisé pour contraindre les probabilités de distribution. Ils sont sélectionnés en fonction du nombre de données de présence disponibles. Les modèles se complexifient en sélectionnant de plus en plus de caractères à condition d'avoir une base d'occurrence conséquente.

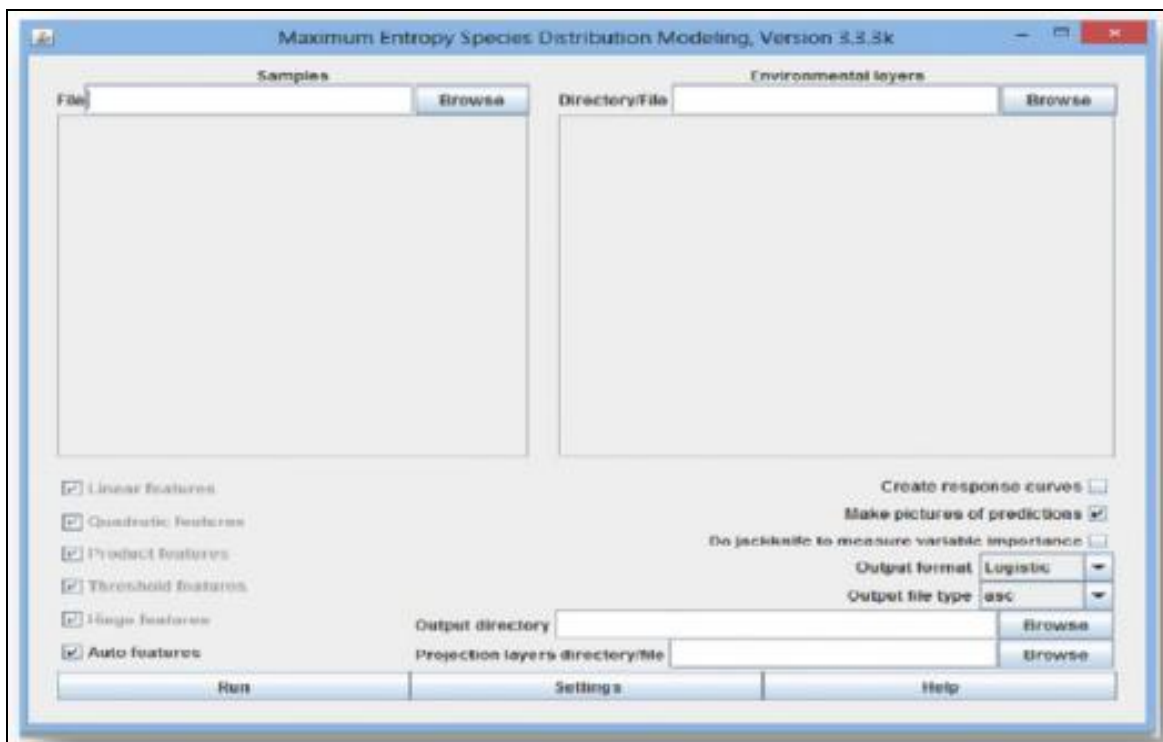


Figure 1.5: Interface principale de MaxEnt

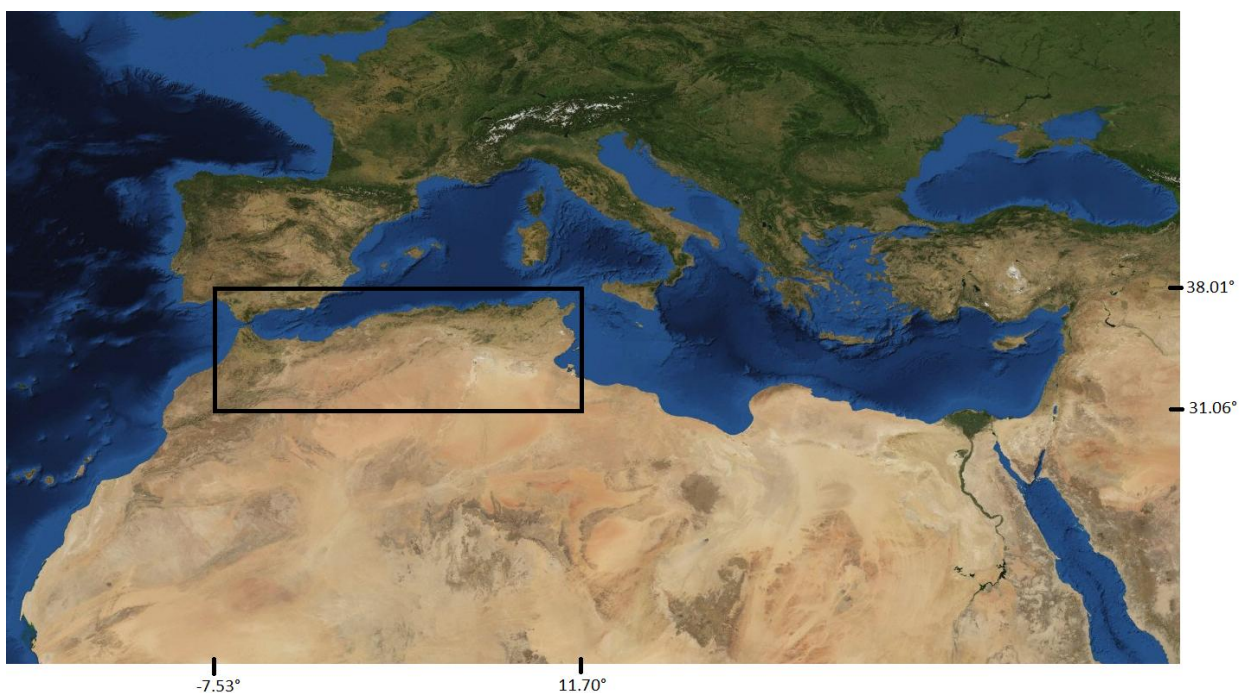
# Chapitre 2

## Matériel et Méthodes

## Chapitre II : Matériel et Méthodes

### 1. Zone d'étude

Dans la présente contribution, l'étude est portée sur les populations de cinq espèces d'amphibiens en Algérie du nord, l'aire des données d'occurrence de ces espèces englobe également la Tunisie et le Maroc mais notre analyse portera uniquement sur l'Algérie. Avec une superficie de plus de 300 000 km<sup>2</sup>, notre zone d'étude se situe entre - 2,23° et +8,67° en longitude Est et 32,74° et 37,12° en latitude Nord. Elle est limitée au Nord par la Mer Méditerranée, à l'Est par la Tunisie, à l'Ouest par le Maroc et au Sud par l'Atlas saharien algérien (Fig. 2.1). Au-delà de l'Atlas saharien, l'Algérie s'enfonce sur plus de 2 400 km dans le continent africain, au cœur du Sahara (Haouchine *et al*, 2015).



**Figure 2.1:** Carte de situation de la zone d'étude (source: Image Google Earth, 2019)

Selon Haouchine *et al.* (2015), Le climat de l'Algérie, connu pour sa grande diversité spatiale et sa grande variabilité interannuelle, se distingue par (Fig. 2.2) :

- Une variabilité spatiale et temporelle marquée : s'il pleut uniquement 400 mm en moyenne dans la région Ouest, cette moyenne peut dépasser les 1 200 mm à l'Est et atteindre, certaines années, les 2 000 mm sur les reliefs élevés.
- Une pluviométrie qui décroît rapidement vers le Sud: à la lisière du Sahara, la moyenne devient inférieure à 100 mm.
- Une concentration des précipitations en un nombre réduit de mois durant l'année (de décembre à avril).

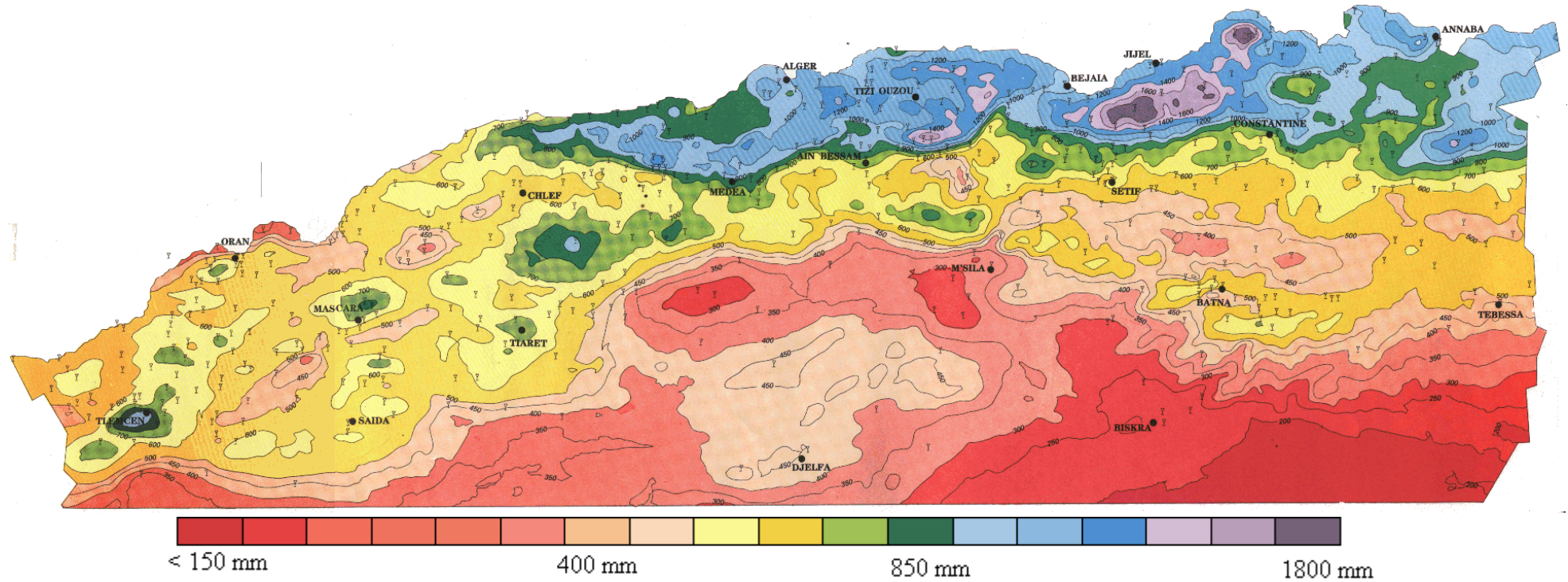


Figure 2.2: Carte des précipitations moyennes annuelles de l'Algérie (ANRH, 2008)

Nom latin	Nom commun	Nombre d'occurrences
<i>Bufotes boulengeri</i> (Lataste, 1879)	Crapaud vert d'Afrique du Nord	41
<i>Discoglossus pictus</i> (Otth, 1837)	Discoglosse peint	61
<i>Pelophylax saharicus</i> (Boulenger, 1913)	Grenouille verte d'Afrique du Nord	64
<i>Pleurodeles nebulosus</i> (Guichenot, 1850)	Triton d'Algérie	74
<i>Salamandra algira</i> (Bedriaga, 1883)	Salamandre algire	82
	<b>Total</b>	322

Les sept (05) espèces retenues sont présentées comme suit (Hamitouche S., 2017):

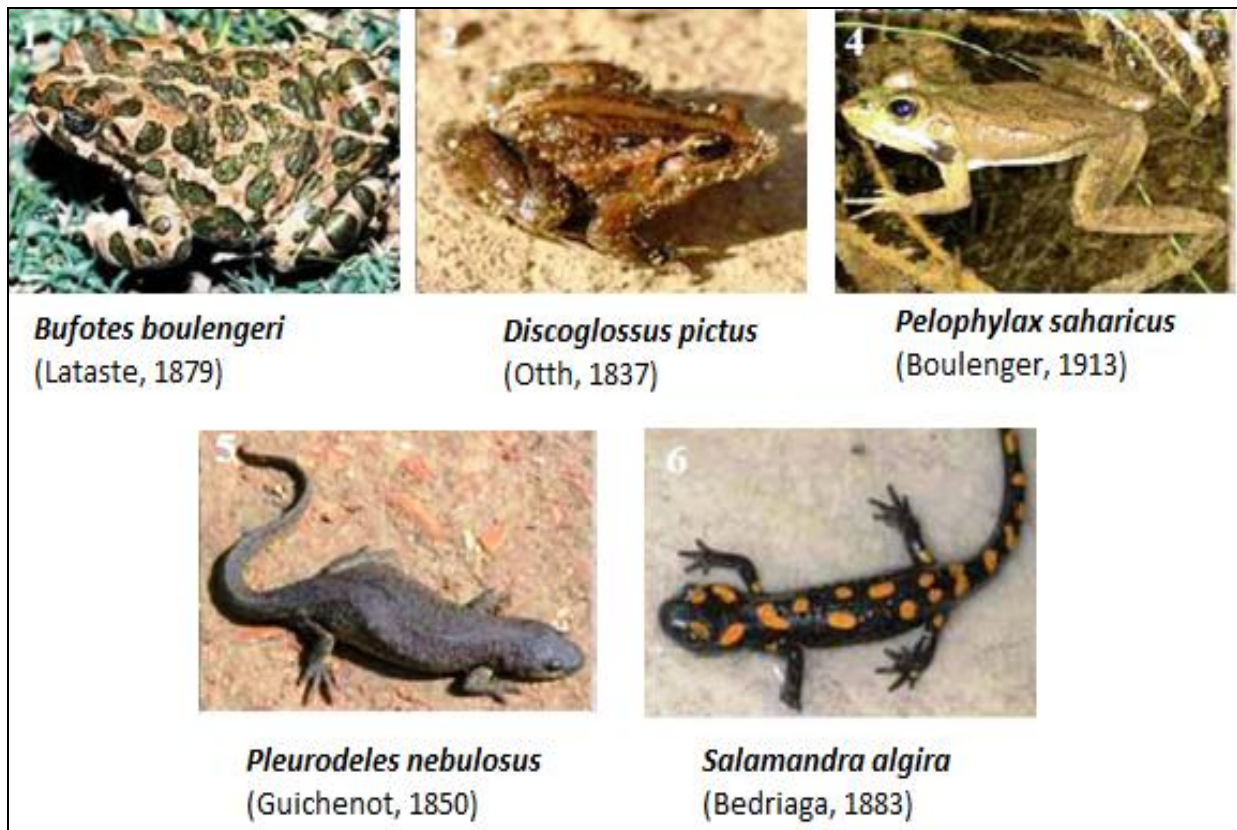
a. *Bufotes boulengeri* (Lataste, 1879): Le crapaud vert d'Afrique du Nord est une espèce qui est retrouvée dans des marécages temporaires, des étangs et des marais salants, des plans d'eau provisoires et permanents, des mares, des fossés routiers, des réservoirs agricoles et des réservoirs de béton (Sicilia *et al.*, 2009).

b. *Discoglossus pictus* (Otth, 1837) : Le Discoglosse peint est un amphibien doté d'une peau brillante avec des verrues sur le dos, le côté dorsal est fortement pigmenté. Il est retrouvé dans les eaux libres légèrement saumâtres, comme les ruisseaux et les petits fossés d'irrigation. En dehors de l'eau, il se repose sous une couverture de terre près des plans d'eau. Le discoglosse peint est retrouvé dans les montagnes humides méditerranéennes. Il estive dans les régions au climat sec et aux eaux temporaires jusqu'au début des pluies d'automne (Schleich *et al.*, 1996).

c. *Pelophylax saharicus* (Boulenger, 1913): La grenouille verte d'Afrique du Nord est une espèce strictement aquatique, retrouvée dans des eaux naturelles et artificielles comme les lacs, les étangs, les flaques d'eau, les mares temporaires et permanentes, les champs inondés, les réservoirs de béton, les fossés agricoles, etc. Même en été de nombreux spécimens se prélassent à plusieurs mètres de l'eau, se tenant sur des pierres particulièrement chaudes (Schleich *et al.*, 1996 ; Sicilia *et al.*, 2009).

d. *Pleurodeles nebulosus* (Guichenot, 1850): Le Triton d'Algérie est un amphibien algéro-tunisien endémique à l'Afrique du Nord (Ben Hassine *et al.*, 2013). Cette espèce est très liée à la présence de l'eau stagnante, qu'elle soit temporaire ou permanente (Ben Hassine *et al.*, 2013). Cette espèce effectue une estivation pendant les périodes chaudes et sèches de l'année, en creusant profondément dans le sol parmi les racines des plantes (Amor *et al.*, 2013).

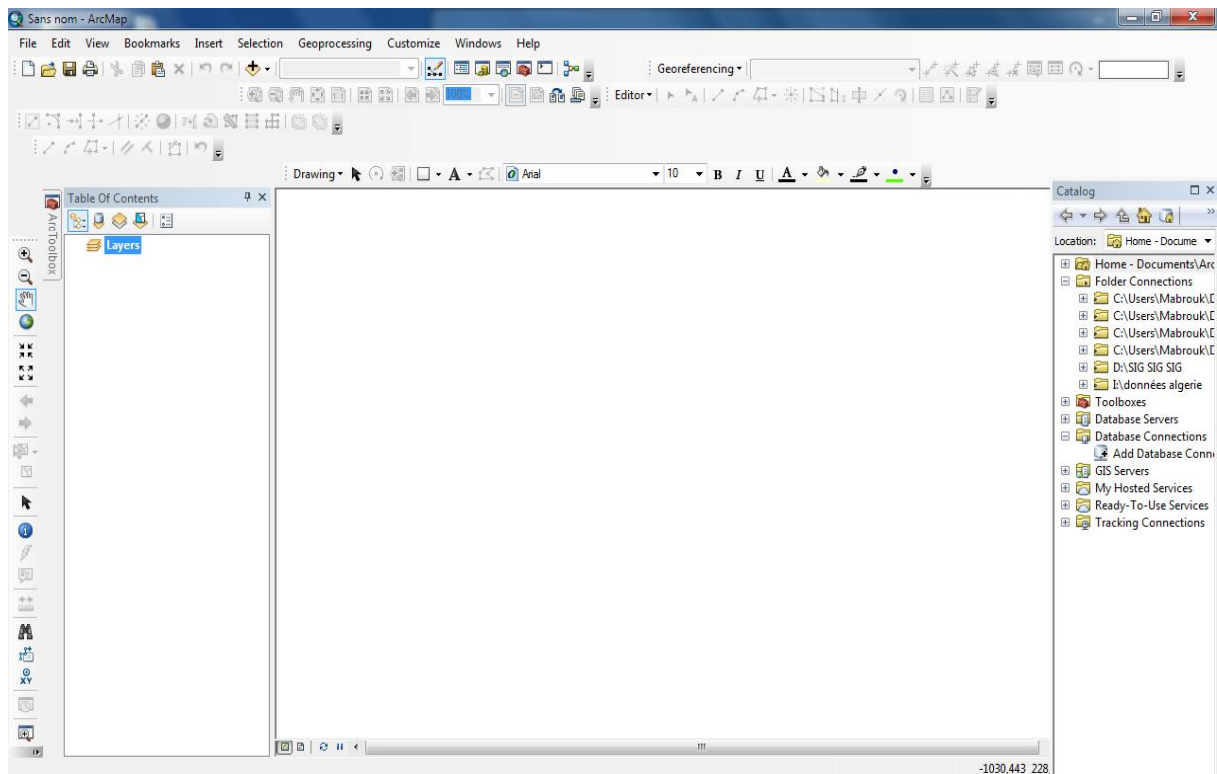
e. *Salamandra algira* (Bedriaga, 1883): La salamandre algire est une espèce endémique à la méditerranée qui est retrouvée dans les forêts de montagne, en particulier près des grottes, au-dessous de 1500m d'Altitude. Il s'agit d'un amphibien difficile à observer, doté d'un corps allongé avec quelques taches jaunes. Cette espèce ne supporte pas la pollution (Schleich *et al.*, 1996).



**Figure 2.3:** Photos des cinq espèces d'amphibiens retenues dans notre étude (Mateo *et al.*, 2013).

Les données d'occurrence utilisées dans ce travail proviennent en partie du site « GBIF, (<https://www.gbif.org/>) et de la bibliographie (Ben Hassine *et al.*, 2012; Camarasa *et al.*, 2015; Merabet, 2016 ; Samraoui *et al.*, 2012). Il s'agit de données d'occurrence de présence-seule. Le site internet GBIF est une base de données en ligne qui procure les données d'occurrence de différentes espèces (Zhang *et al.*, 2018). Les données de présence des espèces d'amphibiens ont été traitées avec l'outil ArcMap du logiciel ArcGis version 10.5 (voir fig. 2.4).

Les données d'occurrence obtenues ont été vérifiées concernant la précision des coordonnées géographiques (Quatre chiffres après la virgule sont retenus), une mauvaise disposition de la longitude ou de la latitude sont corrigées si nécessaire pour respecter les normes appropriées pour la modélisation de niches écologiques, des données erronées ont été supprimées des jeux de données et les points en double éliminés et cela dans ArcGIS v10.5.



**Figure 2.4:** Interface d'ArcMap version 10.5

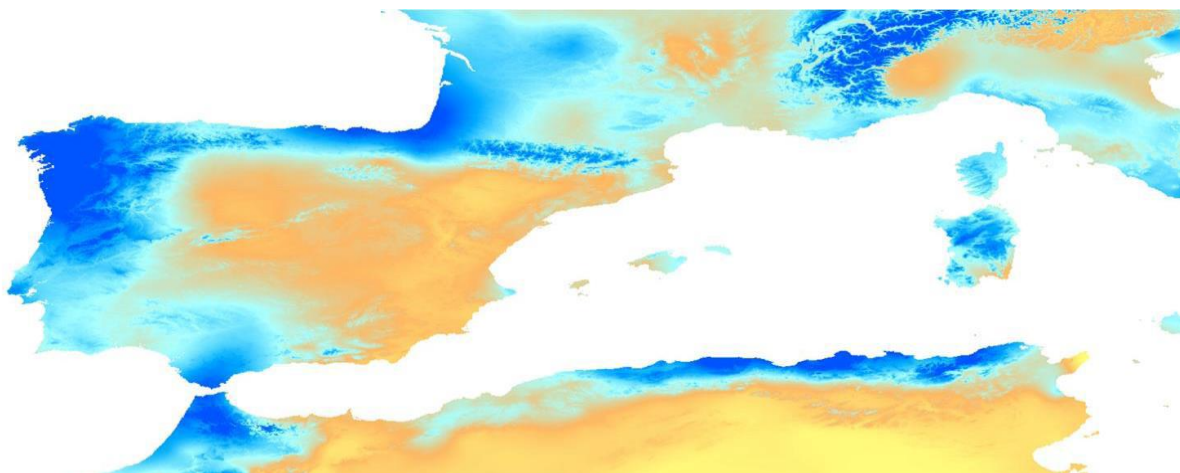
## 2.2. Données environnementales utilisées

Deux types de variables environnementales, à savoir, les variables bioclimatiques et le NDVI (Indice de Différence de Végétation Normalisé) ont été utilisés dans cette contribution.

### 2.2.1. Les données bioclimatiques

Nous avons acquis 19 variables climatiques (dites bioclimatiques du fait de leur importance pour les êtres vivants) à résolution spatiale de ~1 km (30 secondes d'arc), caractérisant la température et les précipitations et leur saisonnalité pour les conditions climatiques actuelles, elles couvrent notre zone d'étude. Elles ont été téléchargées de la base de données CHELSA Version 1.2 (<http://chelsa-climate.org>), sous format tif.





**Figure 2.5:** Raster illustrant un exemple de données des moyennes de précipitations du mois de décembre pour la région méditerranéenne (<http://chelsa-climate.org>).

La base de données CHELSA est un ensemble de données climatiques à haute résolution (30 secondes d'arc) de la surface terrestre hébergées par l'Institut fédéral suisse de recherches sur les forêts, la neige et le paysage qui sont a été développé par des climatologues du Département de géographie de l'Université de Hambourg, de l'Université de Zurich et l'Université de Göttingen. Les données téléchargées comprennent un ensemble de couches climatiques représentant des variables bioclimatiques, dérivées de trois variables initiales qui sont: les moyennes des précipitations mensuelles, les moyennes des températures maximales mensuelles et les moyennes des températures minimales mensuelles pour la période 1979-2013.

**Tableau 2.2:** Les 19 variables bioclimatiques obtenues à partir de CHELSA.

ID	Variable
Bio01	Moyenne annuelle des températures (°C)
Bio02	Moyenne mensuelle de l'amplitude diurne de la température (moyenne (période max-min)) (°C)
Bio03	Isothermalité (Bio02 ÷ Bio07) *100
Bio04	Saisonnalité des températures (C de V)
Bio05	Températures maximales du mois le plus chaud (°C)
Bio06	Températures maximales du mois le plus froid (°C)
Bio07	Ecart annuel des températures (Bio05-Bio06) (°C)
Bio08	Moyenne des températures du trimestre le plus humide (°C)
Bio09	Moyenne des températures du trimestre le plus sec (°C)
Bio10	Moyenne des températures du trimestre le plus chaud (°C)
Bio11	Moyenne des températures du trimestre le plus froid (°C)
Bio12	Précipitations annuelles (mm)
Bio13	Précipitations du mois le plus humide (mm)
Bio14	Précipitations du mois le plus sec (mm)
Bio15	La saisonnalité des précipitations (C de V)
Bio16	Précipitations du trimestre le plus humide (mm)
Bio17	Précipitations du trimestre le plus sec (mm)
Bio18	Précipitations du trimestre le plus chaud (mm)
Bio19	Précipitations du trimestre le plus froid (mm)

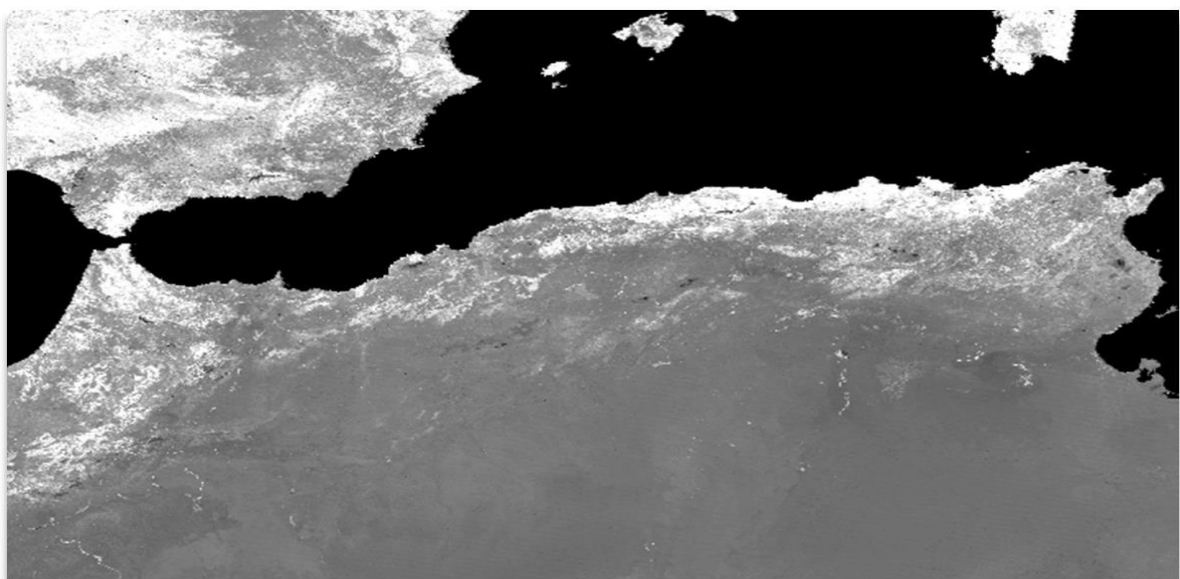
Ces variables bioclimatiques (Tab.2.2) sont massivement utilisées dans plusieurs domaines de recherche notamment dans l'agriculture et les sciences biologiques comme la biogéographie et la macroécologie, on peut citer à titre d'exemple les travaux de (Beukema *et al.*, 2010; Bogaerts *et al.*, 2013; Escoriza & Ben Hassine, 2014, 2015) qui se sont consacrés aux amphibiens en Afrique du nord.

### 2.2.2. Indice de végétation normalisé (NDVI)

Le NDVI est, de nos jours, très utilisé dans la modélisation de distribution des espèces car il permet de mesurer la quantité de végétation verte et en bonne santé au sol (Beukema *et al.*, 2010).

Nous avons obtenu des couches de données d'indice de végétation normalisées au spectroradiomètre d'imagerie à résolution moyenne du capteur Terra-MODIS (<http://modis.gsfc.nasa.gov/>) à une résolution spatiale de 250 m pour la région d'étude sous format tif. Elles ont été téléchargées du site web <https://search.earthdata.nasa.gov/> et ce pour la période 2013-2016.

Ces données se composent de cartes d'indice de végétation maillées illustrant les variations temporelles et spatiales de l'activité de la végétation terrestre (Didan *et al.*, 2015). Ces indices de végétation sont calculés à des intervalles de 16 jours et mensuels et fournissent des comparaisons cohérentes de séries spatiales et temporelles des conditions de végétation globales pouvant être utilisées pour surveiller l'activité de la végétation photosynthétique terrestre (Huete *et al.*, 1999; Didan *et al.*, 2015).



**Figure 2.6:** Raster du NDVI, résolution de 250m (USGS, 2014).

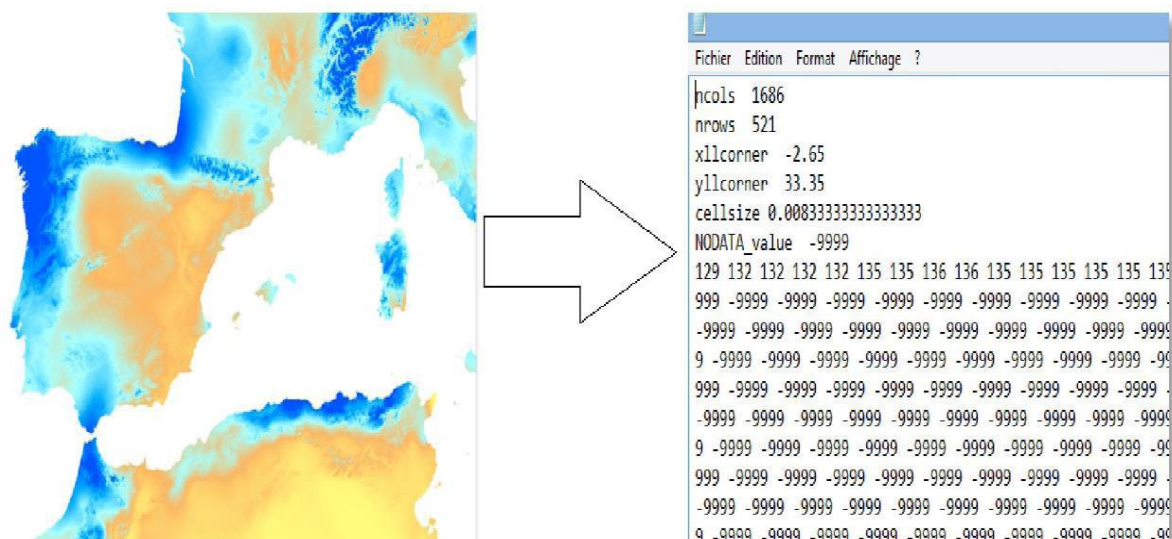
### 3. Préparation des données environnementales

Lors d'une phase préliminaire, les données brutes sont traitées de manière à n'inclure dans le processus de modélisation que les rasters ayant une bonne qualité. En effet, l'outil ArcMap du logiciel ArcGis (version 10.5) a été utilisé pour analyser et traiter les données environnementales utilisées et de construire une base de données valable et prête à la modélisation selon les étapes énumérées ci-dessous. Ce logiciel (Système d'Information Géographique) est un outil informatique qui permet d'intégrer, de localiser, d'analyser, et de représenter des données, ses principales fonctions sont :

- la saisie, le stockage et la gestion des données,
- le traitement, l'analyse, la sélection et affichage de données,
- la production de cartes, de rapports et autres synthèses d'informations.

#### 3.1. Extraction des valeurs numérique des différents Rasters

La mise en conformité et l'extraction des valeurs numériques contenues dans les rasters environnementaux, est exigé par le logiciel MaxEnt. Tous les rasters ont donc subi une conversion (Fig. 2.7) au format ASCII (American Standard Code for Information Interchange) qui permet d'optimiser le temps de modélisation. Cette opération est délicate et des erreurs peuvent survenir, des erreurs auxquelles il faut remédier en inspectant le résultat de la conversion, qui peut aussi révéler des incohérences dans les rasters utilisés.



**Figure 2.7:** Conversion au format ASCII des rasters.

### **3.2. Transformation des rasters par l'ACP (Analyse en Composantes Principales)**

Durant cette étape les rasters de toutes les données environnementales utilisées (à savoir les 19 variables bioclimatiques provenant de CHELSA ainsi que le NDVI) ont subi un traitement ACP sous R (R Cor Team ; 2019). Cette opération a consisté à transformer les variables liées entre elles dites « corrélées » en 10 nouvelles variables sous forme de rasters décorréelées les unes des autres mais aussi synthétisant l'information véhiculée par les données initiales. Cette opération a permis de réduire le nombre de variables et a rendu l'information moins redondante.

En effet, les variables environnementales peuvent être corrélées entre elles (deux à deux) soient positivement ou négativement (la relation est proportionnelle), un rapport de causalité existe entre les variables (les valeurs d'une variable augmente, les valeurs d'une autre variable augmentent au même temps ou contrairement diminuent), exemple de l'altitude et précipitation positivement corrélées et les températures et l'altitude qui sont négativement corrélées. Le phénomène de corrélation est exacerbé lorsqu'il s'agit d'une série temporelle de la même variable.

Au final, les rasters issus de la transformation par l'ACP contiendront un maximum de variance des données originales en un minimum de rasters. Cette opération a été réalisée sous ArcMap (v.10.5).

## **4. Processus de modélisation**

Une fois toutes les données en main , 322 occurrences de cinq espèces d'amphibiens, deux jeux de données environnementales indépendants (données NDVI et données climatiques), nous avons procédé à la construction des modèles de niche écologique selon les étapes ci-dessous (fig. 2.9).

Il est à retenir que les étapes de modélisation énumérées ci-dessous ont été appliquées pour chacune des cinq espèces et ce pour les deux types de données environnementales retenues.

### **4.1. Construction des modèles "Modélisation de niche écologique"**

La modélisation de l'entropie maximale de la répartition géographique des espèces a été calculée avec l'algorithme MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006). La sortie du modèle affiche la probabilité d'occurrence relative d'une espèce dans les cellules de la grille de la zone d'étude. MaxEnt a été utilisé avec des paramètres par défaut lors de la partition des occurrences

géoréférencées entre points d'apprentissage et de test (70 et 30%, respectivement), technique prouvée pour atteindre une précision prédictive élevée (Phillips & Dudík, 2008).

Pour calibrer les modèles et choisir des valeurs de paramètre optimales, pour les variables climatiques (données à échelle grossière, 01km de résolution), nous avons évalué 26 combinaisons de classes d'entités MaxEnt, toutes les combinaisons possibles d'éléments linéaires, quadratiques, de produit, de seuil concernant la complexité, en interaction avec les 9 régularisations suivantes 0.1, 0.3, 0.5, 0.7, 1, 3, 5, 7 et 10 qui font varier le pouvoir prédictif de MaxEnt. Cette procédure est appliquée pour les deux types de modèles, à savoir : NDVI et CHELSA. Les modèles les plus fiables seront sélectionnés à l'aide de quelques paramètres tel que le taux d'omission «TO» et l'Akaike informations criterion corrigé «AICc» puis seront répliquées 60 fois avec la méthode du bootstrap (Peterson *et al.*, 2007). Les modèles obtenus dits « finaux » seront comparés deux à deux pour juger lequel des deux types de variables environnementales utilisées produira le meilleur modèle, et ce en comparant statistiquement les moyennes de leurs taux d'omissions.

## **4.2. Validation et interprétation du modèle (Robustesse des Modèles)**

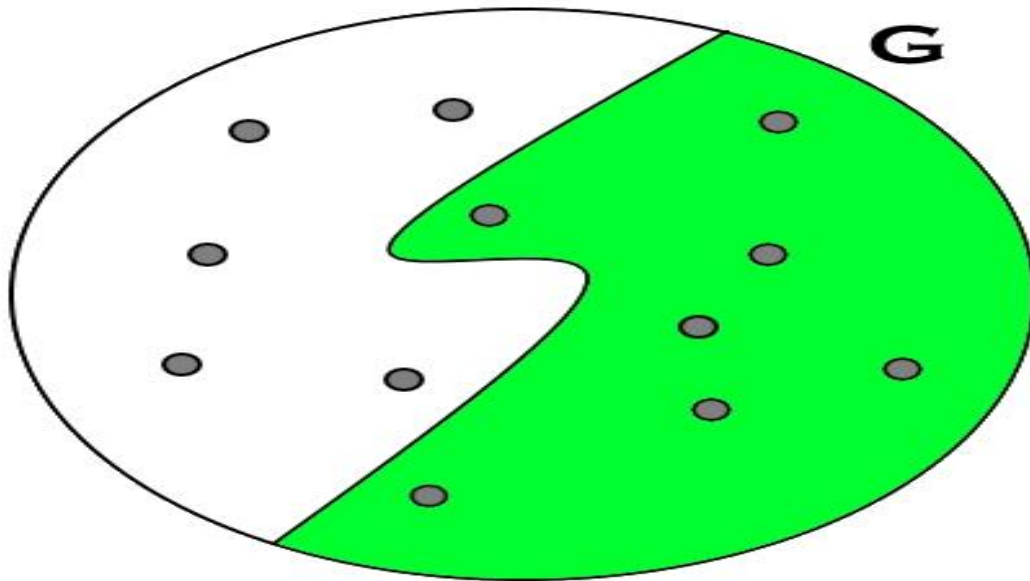
### **4.2.1. Test AICc**

Nous avons évalué les modèles candidats et sélectionné les meilleurs modèles en utilisant le critère d'information d'Akaike (AICc) pour les échantillons de petite taille afin d'évaluer la complexité du modèle. Nous avons également effectué des tests de significativité en utilisant la méthode ROC partielle (receiver operating characteristic) (Peterson *et al.*, 2008).

### **4.2.2. Seuillage des prédictions finales et taux d'omission**

Une fois la modélisation finie, est attribuée pour chaque pixel de la zone d'étude une probabilité d'occurrence allant de 0 à 1. On a ensuite procédé au seuillage des rasters qui consiste à binariser cette probabilité en réattribuant que deux valeurs possibles pour chaque pixel : 0 ou 1. Une valeur de 0 signifie que c'est une absence et une valeur de 1 signifie que c'est une présence. Le seuil appliqué est de 5 % (Peterson *et al.*, 2007).

La façon la plus fiable pour tester la robustesse du modèle est de vérifier s'il a bien prédit les présences observées comme des présences « vrais présences ». Il arrive que des présences soient prédites comme des absences, c'est les « faux négatifs ».



**Figure 2.8 :** Représentation de l'omission après seuillage des rasters prédits.

G est l'espace géographique de la zone d'étude, les petits cercles sont les présences observées, la couleur verte représente la zone prédite comme étant une présence pour l'espèce, la couleur blanche est la zone prédite comme étant une absence pour l'espèce.

Le taux d'omission (Peterson *et al.*, 2011) est le taux auquel un modèle prédit l'absence de manière erronée, c'est-à-dire la proportion de données pour l'espèce située en dehors de la zone prévue comme zone de présence pour l'espèce (Fig. 2.8).

#### 4.2.3. Comparaison des modèles générés

A la fin de toutes les étapes de calibration et de sélection des meilleurs modèles (sur la base du taux d'omission et de l'AICc), un test t de student a été appliqué sur les modèles finaux obtenus respectivement avec les données NDVI contre ceux obtenus avec les données CHELSA. Le test a concerné la confrontation des modèles NDVI versus CHELSA obtenus pour chaque espèce et cela pour pouvoir nous prononcer clairement sur la meilleure méthode entre les deux, ce qui représente notre question de départ.

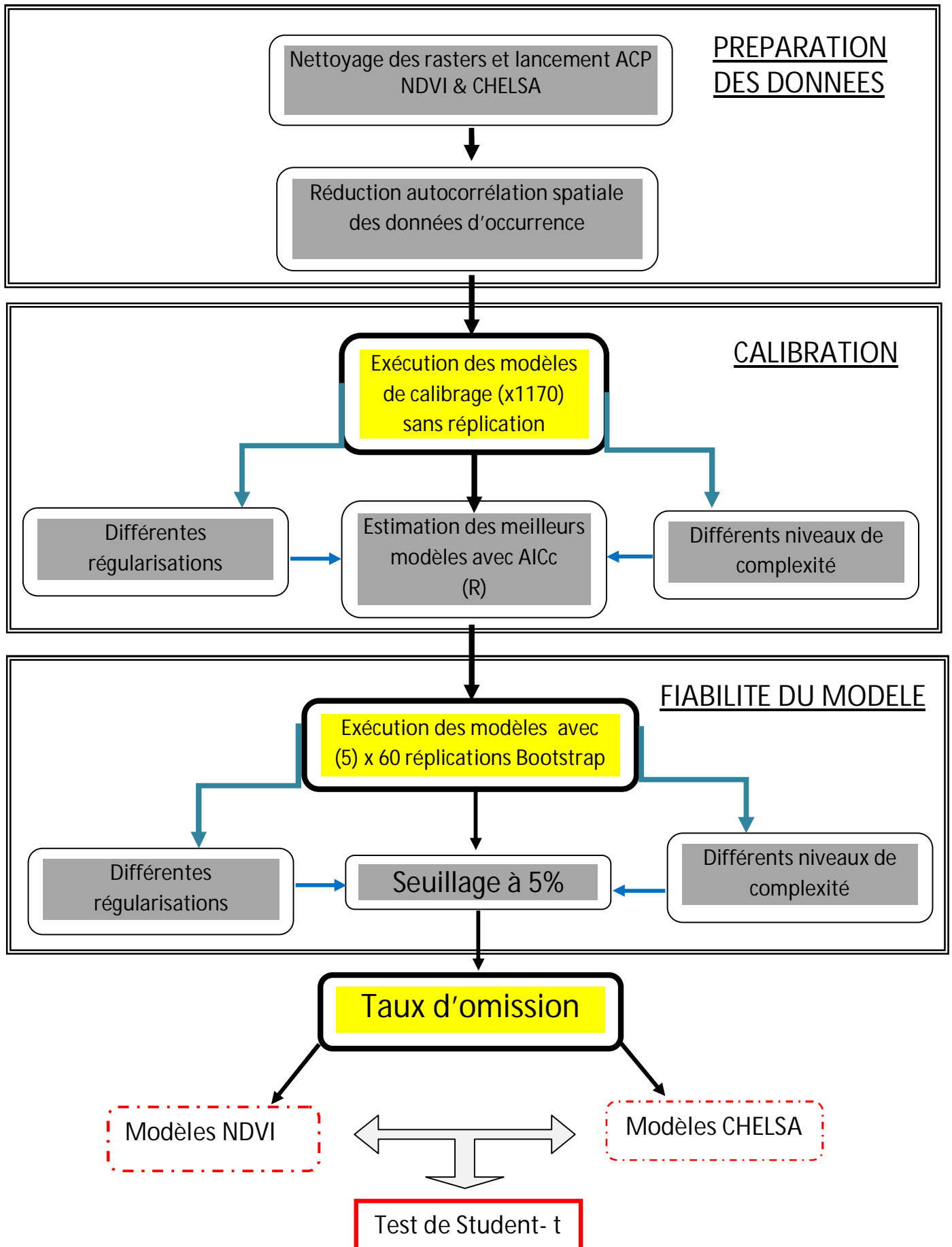


Figure 2.9 : Schéma récapitulatif du processus de modélisation suivi lors de notre travail

# Chapitre 3

## Résultats et discussion



## Chapitre III: Résultats et discussion

### 1. Présentation des résultats

#### 1.1. Résultats des ACP

Durant l'étape d'analyse en composantes principales, les rasters de toutes les données environnementales utilisées (à savoir les 19 variables bioclimatiques provenant de CHELSA, ainsi que l'NDVI) ont été inclus dans l'analyse. Cette opération a permis de réduire le nombre de variables et a rendu l'information moins redondante. Nous avons retenu 05 composantes pour chacun des deux types de données initiales pour la modélisation car elles ont contenu plus de 95% de l'information (Tab.3.1).

**Tableau 3.1 :** résultats de l'ACP pour l'NDVI

Composantes	% de contribution	% cumulées
<b>1</b>	<b>91,9744</b>	91,9744
<b>2</b>	<b>4,9317</b>	96,9061
<b>3</b>	<b>0,8061</b>	97,7122
<b>4</b>	<b>0,7027</b>	98,4149
<b>5</b>	<b>0,4506</b>	98,8655
<b>6</b>	0,3455	99,211
<b>7</b>	0,2381	99,449
<b>8</b>	0,2015	99,6505
<b>9</b>	0,1821	99,8326
<b>10</b>	0,1674	100

Comme illustré dans le **Tableau 3.2**, sur les 10 composantes principales obtenues après ACP pour les variables bioclimatiques de CHELSA, et comme c'est le cas pour les variables NDVI, on constate aisément que les 05 premiers axes ont contenus l'essentiel de l'information à raison de 99,95 % de la totalité de l'information cumulées dans tous les autres axes. Il est également nécessaire de rappeler que ce sont ces 10 composantes (05 pour chaque type de données) qui ont été utilisées comme données d'entrée dans tous les modèles générés et cela pour toutes les espèces.

Tableau 3.2 : résultats de l'ACP pour CHELSA

Composantes	% de contribution	% cumulées
1	97,8999	97,8999
2	1,6097	99,5096
3	0,3023	99,8119
4	0,0909	99,9028
5	0,0535	99,9563
6	0,0274	99,9837
7	0,0081	99,9918
8	0,0043	99,9961
9	0,0023	99,9983
10	0,0017	100

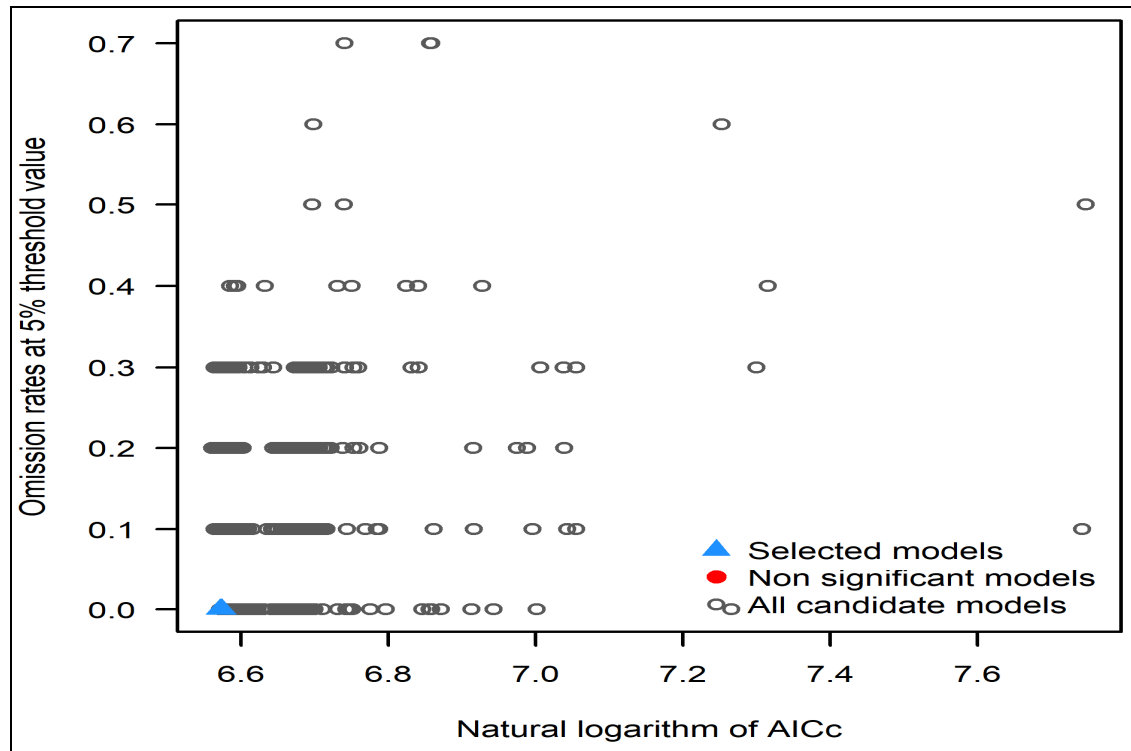
### 1.2. Calibration et sélection des meilleurs modèles

Le choix de la méthode la plus efficace et la plus pertinente a été conduit en comparant les performances des modèles générés à l'aide des différentes variables (10 composantes principales issues de l'ACP de l'NDVI et variables bioclimatiques) conjugués avec les données d'occurrences. Durant cette étape et comme expliqué dans la partie Matériel et Méthodes, nous avons obtenu pour chacune des 05 espèces et pour chacun des deux types de données 1170 modèles répondant aux critères minimaux de validité, en d'autres termes tous les 1170 modèles candidats ont obtenu des scores significativement supérieurs aux attentes aléatoires ( $p < 0,01$ ). La formule suivante résume le nombre de modèles obtenus en sortie durant cette première étape de calibration : **1170 modèles × 05 espèces × 02 type de données**. Il est judicieux de rappeler que pour la suite des résultats on ne parlera que du cas d'une seule espèce étant donné que le nombre de modèles est le même pour toutes les autres espèces avec cependant une différence de valeurs.

### 1.3. Fiabilité des modèles

Le passage à la deuxième étape qui consistait en la vérification de la fiabilité des modèles, a nécessité l'application des deux critères de sélection de modèles à savoir le taux d'omission TO (après seuillage de 5 %) ainsi que l'AICc. Ces deux critères nous ont permis de sélectionner

dans un premier temps les 400 meilleurs modèles grâce uniquement aux valeurs de TO puis parmi ces 400 modèles nous avons pu choisir les 05 meilleurs modèles et cela en appliquant simultanément les deux critères (Fig.3.1). La figure 3.1 ci-dessous montre la position des modèles sélectionnés dans la distribution de tous les modèles candidats en termes de signification statistique, de taux d'omission et de valeurs AICc.



**Figure 3.1:** Présentation des taux d'omission des modèles prédictifs obtenus pour les 05 espèces selon le NDVI et données bioclimatique, après seuillage de 5%

#### 1.4. Test de Student de comparaison de moyennes

L'étape de la vérification et de la validation de la fiabilité statistique des 05 meilleurs modèles obtenus précédemment a été réalisée à travers un lacement d'une série de 60 replications (itérations ou bootstrap) des 05 modèles précédents (Fig.3.2). En sortie nous avons obtenu 300 modèles pour chaque espèce et pour chaque type de donnée :

**(60 réplifications × 05 modèles × 05 Espèces × 02 type de données)**

La dernière étape a consisté en l'application d'un deuxième seuillage à raison de 5 % sur les 300 modèles obtenus afin de générer les valeurs des taux d'omission respectifs. Après avoir obtenus les scores nous avons appliqué un test de Student de comparaison de deux moyennes pour deux échantillons appariés.

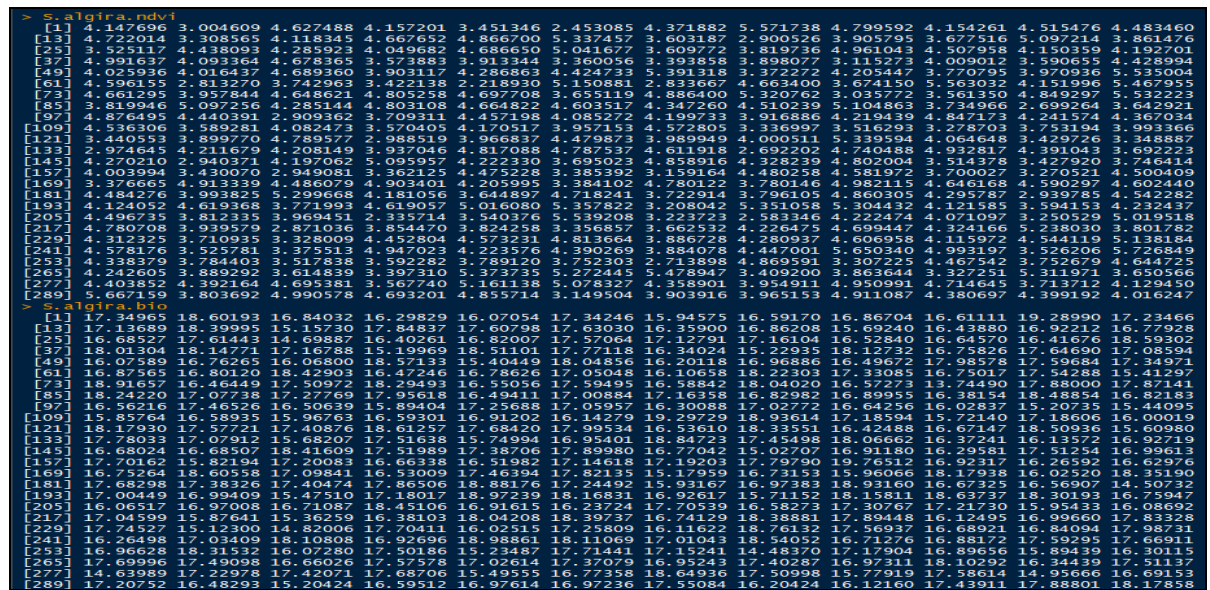


Figure 3.2: présentation des taux d'omission des 300 modèles prédictifs obtenus pour *S.algira* selon NDVI et CHELSA.

Les résultats du test de Student (t.test) comparant le taux d'omission obtenus par espèce sont comme suit:

**a. *Salamandra algira*:**

```
> t.test(S.algira.ndvi, S.algira.bio, paired = TRUE, alternative = "less")
Paired t-test

data: S.algira.ndvi and S.algira.bio
t = -185.19, df = 299, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true difference in means is less than 0
95 percent confidence interval:
 -Inf -12.74403
sample estimates:
mean of the differences
-12.85859
```

p-value <  $\alpha$  (0.05)  $\Rightarrow$   $h_1$  est vraie : les taux d'omissions des modèles construits par les variables NDVI sont inférieurs aux taux d'omissions des modèles construits par les variables bioclimatiques pour *S.algira*.

**b. *Pleurodeles nebulosus***

```
> t.test(P.nebulosus.ndvi, P.nebulosus.bio, paired = TRUE, alternative = "less")
Paired t-test

data: P.nebulosus.ndvi and P.nebulosus.bio
t = -141.2, df = 299, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true difference in means is less than 0
95 percent confidence interval:
 -Inf -10.02703
sample estimates:
mean of the differences
 -10.14559
```

$p\text{-value} < \alpha (0.05) \Rightarrow h_1$  est vraie : les taux d'omissions des modèles construits par les variables NDVI sont inférieurs aux taux d'omissions des modèles construits par les variables bioclimatiques pour *P. nebulosus*.

**c. *B.boulengeri***

```
> t.test(B.boulengeri.ndvi, B.boulengeri.bio, paired = TRUE, alternative = "less")
Paired t-test

data: B.boulengeri.ndvi and B.boulengeri.bio
t = -171.58, df = 299, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true difference in means is less than 0
95 percent confidence interval:
 -Inf -13.31133
sample estimates:
mean of the differences
 -13.44058
```

$p\text{-value} < \alpha (0.05) \Rightarrow h_1$  est vraie : les taux d'omissions des modèles construits par les variables NDVI sont inférieurs aux taux d'omissions des modèles construits par les variables bioclimatiques pour *B.boulengeri*.

**d. *Pelophylax saharicus***

```
> t.test(P.saharicus.ndvi, P.saharicus.bio, paired = TRUE, alternative = "less")
Paired t-test

data: P.saharicus.ndvi and P.saharicus.bio
t = -303.42, df = 299, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true difference in means is less than 0
95 percent confidence interval:
 -Inf -26.46206
sample estimates:
mean of the differences
 -26.60674
```

$p\text{-value} < \alpha (0.05) \Rightarrow h_1$  est vraie : les taux d'omissions des modèles construits par les variables NDVI sont inférieurs aux taux d'omissions des modèles construits par les variables bioclimatiques pour *P. saharicus*.

**e. *Discoglossus pictus*:**

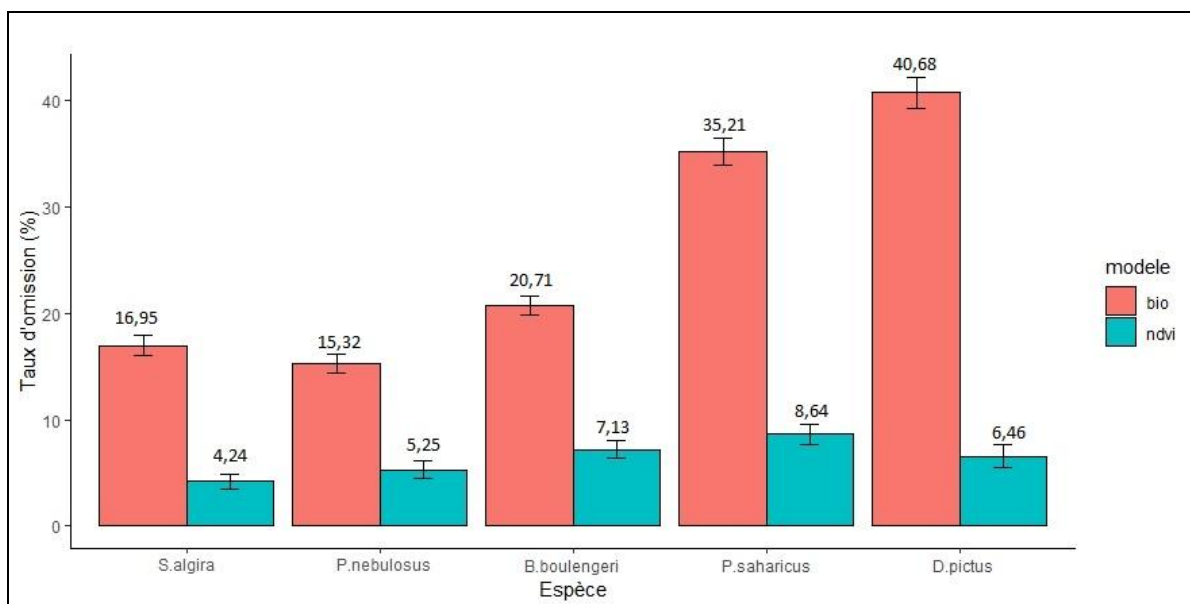
```
> t.test(D.pictus.ndvi, D.pictus.bio, paired = TRUE, alternative = "less")
```

```
Paired t-test

data: D.pictus.ndvi and D.pictus.bio
t = -343.43, df = 299, p-value < 2.2e-16
alternative hypothesis: true difference in means is less than 0
95 percent confidence interval:
 -Inf -33.94209
sample estimates:
mean of the differences
-34.10594
```

$p\text{-value} < \alpha (0.05) \Rightarrow h_1$  est vraie : les taux d'omissions des modèles construits par les variables NDVI sont inférieurs aux taux d'omissions des modèles construits par les variables bioclimatiques pour *D. pictus*.

La figure 3.3 présente les moyennes des taux d'omission ainsi que les l'erreur standard par espèces des modèles prédictifs construits avec les deux types de variable environnementales NDVI et CHELSA. Il résume les différences significatives en terme du taux d'omission entre les deux type de données et cela pour les 05 espèces.



**Figure 3.3:** Présentation des moyennes des taux d'omission des modèles prédictifs obtenus pour les 05 espèces selon le NDVI et les données bioclimatiques

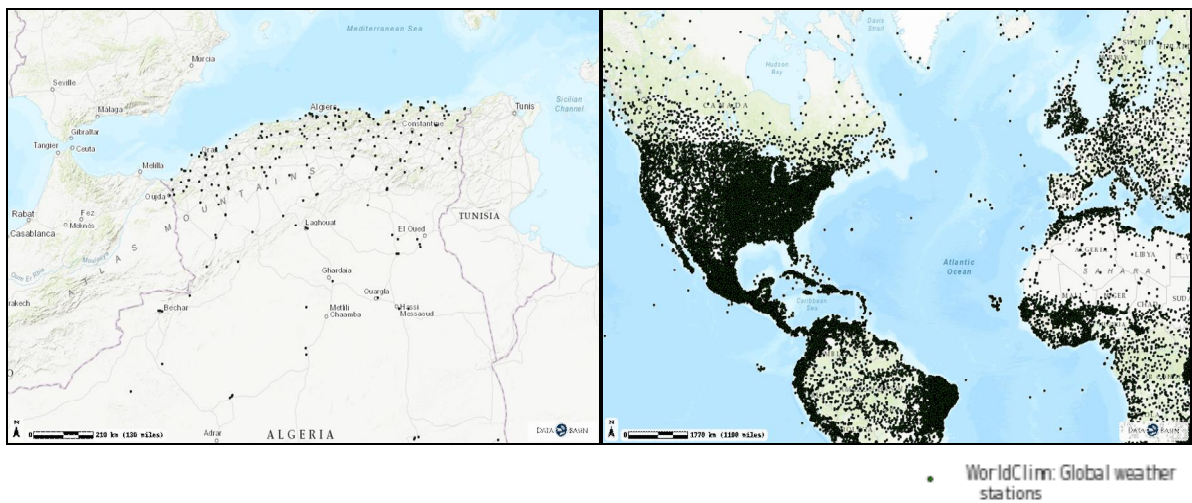
## 2. Analyse et discussion

Avant de discuter les résultats obtenus dans cette étude, il est essentiel de rappeler que le but de ce travail était de démontrer si oui ou non les variables issues de la télédétection, ayant une haute résolution produisent de meilleures prédictions que les variables bioclimatiques lors de la modélisation de la niche écologique. Cette question est toujours d'actualité d'autant plus que l'utilisation de ces données est orientée vers des problématiques de protection et de conservation des espèces. Pratiquement, dans notre étude, nous avons concrétisé cette problématique par une approche comparative de deux types de données représentées par l'indice de végétation normalisé du satellite MODIS, avec les données bioclimatiques obtenues de la base de données CHELSA.

Nos résultats montrent, sur la base de l'ensemble des tests et paramètres statistiques retenus, une amélioration significative des prédictions des différentes modélisations impliquant l'NDVI. En effet, nous avons noté des différences statistiquement significatives ( $p$ -value  $< 0.001$ ) traduite par les résultats du test de Student et ce pour tous les modèles analysés au nombre de 3000 toute espèce confondue.

En explorant les résultats de la comparaison des moyennes des taux d'omission entre les deux types de modèles, nous avons noté des différences allant de 10.07 pour *Pleurodeles nebulosus* à 36.22 % pour *Discoglossus pictus*. Nos résultats sont en accord avec les résultats de Karger *et al.* (2017). Une telle amélioration des prédictions est dû à plusieurs facteurs, qui peuvent être intrinsèques ou extrinsèques aux données utilisés. En effet, la très haute résolution des variables NDVI lui permettent de capturer des changements et les variations des conditions de l'habitat opérantes sur de très courtes distances (250m), tandis que les variables CHELSA ne les détectent qu'à partir de 1 km. Dans ce sens une récente étude (Deblauwe *et al.*, 2016) a montré que la méthode d'obtention et de mesure joue un rôle prépondérant dans la qualité et la fiabilité des données ainsi produites.

Rajouter à cela, le fait que les variables CHELSA soient interpolées à partir des données de stations climatiques et météorologiques, à répartition spatiale biaisée et non représentative des conditions environnementales d'un territoire donné. Ce phénomène est accentué dans un pays comme l'Algérie où la variabilité des conditions environnementales spatiotemporelles très marquées conjuguées à sa faible couverture voire inexistence de stations sur de vastes parties du territoire (Fig. 3.4).



**Figure 3.4:** Emplacements des stations météorologiques en Algérie selon WorldClim  
(Source: <https://databasin.org/>)

La qualité des données pénalise directement les prédictions des modèles corrélatifs les rendant inutilisables si la construction des modèles n'est pas soumise à une méthodologie stricte et rigoureuse (Peterson *et al.*, 2007). Contrairement aux données interpolées les données issues de la télédétection capturent mieux les caractéristiques climatiques complexes qui sont difficiles à résoudre avec une interpolation standard (Deblauwe *et al.*, 2016).



# Conclusion

## Conclusion

Durant ce présent travail, nous avons traité une problématique majeure relative aux données environnementales (bioclimatiques et autres). En effet notre thématique d'étude centrale avait comme objectif de clarifier et de présenter sur la base d'analyses statistiques, les meilleures données environnementales qui peuvent être utilisées dans les études macro-écologiques à des fins de conservation et de gestion de la biodiversité. Pour ce faire nous avons opté;

D'un côté, pour le taxon des amphibiens, ou nous avons misé sur leur écologie et physiologie ainsi que la place centrale qu'ils occupent dans l'écosystème à l'intersection de plusieurs niveaux trophiques. D'un autre côté, nous nous sommes appuyé sur le programme de calcul de MaxEnt qui nous a permis de générer et de confronter deux sortes de modèles produits à partir de deux types de données d'entrée utilisées, à savoir l'indice de végétation normalisé du satellite MODIS et les données bioclimatiques obtenues de la base de données CHELSA.

Sur la base des résultats que nous avons pu obtenir dans cette contribution, avec en appui une méthodologie suivie stricte et développée dans un environnement statistique solide et fiable sous R, nous avons réussi à mettre en évidence statistiquement cet avantage que représentent les données NDVI en terme d'amélioration significative des prédictions des différentes modélisations. L'exploration des résultats nous a montré clairement des différences de taux d'omission allant jusqu'à 36.22 % pour *Discoglossus pictus* et cela en faveur des modèles sur la base de NDVI.

Au regard de tous ce qui est effectué comme travail appliqué dans cette étude, nous pouvons maintenant répondre à la question de départ et ainsi avancer la réponse qui stipule que le NDVI particulièrement et les données issues de la télédétection par extrapolation, apportent un avantage certain en améliorant la qualité de prédiction par rapport aux variables bioclimatiques lors de la modélisation de la niche écologique.

Cependant, il est judicieux de préciser que les taux d'omission des modèles NDVI aussi bons soient t'ils, leurs taux d'omissions peut être affecté par l'action de la qualité des données issues de GBIF et l'échantillonnage biaisé et non représentatif des distributions réelles des espèces étudiées, conjuguée aux artefacts plus ou moins importants inhérents aux données MODIS dus aux différents problèmes techniques (Brown *et al.*, 2006; Fensholt *et al.*, 2012; Tian *et al.*, 2015). Il est possible de remédier à la première partie du problème en ayant recours aux espèces virtuelles et ce pour valider des modèles encore plus performants qu'on appliquerait sur des espèces réelles occupant le même territoire que celles virtuelles.

# Références bibliographiques

## Références bibliographiques

- Amor, N., Kalboussi, M., Said, K. (2013). Conservation status of amphibians in Tunisia. *Basic and Applied Herpetology*. Vol. 11. N°27.
- Anarakdim, L., Karrar, M., (2013). Etude de l'écologie des Salamandridés (Amphibiens, Urodèles) en Kabylie et modélisation de leurs distributions potentielles. Thèse de Master, Univ. Bejaia.
- ANRH, (2008). Carte des précipitations moyennes annuelles de l'Algérie au 1/500.000<sup>ème</sup>.
- Anadón, J.D. et al.,(2015) Individualistic response to past climate changes: niche differentiation promotes diverging Quaternary range dynamics in the subspecies of *Testudo graeca*, (November 2014).
- Anderson, J. (1892). On a small collection of mammals, reptiles and batrachians from Barbary. In *Proc. Zool. Soc. London*, 1892: 3-24.
- Antunes, N. (2015). Application d'algorithmes prédictifs à l'identification de niches écologiques des populations du passé: approche ethnoarchéologique. Thèse de doctorat en préhistoire. Univ. Bordeaux. 301 p.
- Araújo, M. B., New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1).
- Araújo, M. B., Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33(10):1677–1688. p. 25- 27.
- Baldwin, R. A. (2009). Use of maximum entropy modeling in wildlife research. *Entropy*, 11(4).
- Beaumont, L. J., Hughes, L., Poulsen, M. (2005). Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling*, 186(2).
- Beddek M., 2018. Déficit de connaissances de la biodiversité et biologie de la conservation : Le cas de l'herpétofaune d'Algérie. Thèse de doctorat en Écologie, Evolution, Ressources Génétique, Paléobiologie. *Univ. Montpellier*. 149 p.
- Belguebli, N., et Mouzaoui, S. (2009). Contribution à la connaissance de l'herpétofaune de trois régions de l'Algérie du nord. (Chrèa, Réghaia et Edough). Mémoire d'Ingénieur. Univ. de Tizi Ouzou. Bellairs& Shut, 1954.
- Ben Hassine, J., Nouria, S. (2012). The amphibians of Tunisia: Biodiversity, distribution, status and majors threats. *Revue FrogLog*. N° 101.
- Benyakoub, R., & Rouag, R. (1996). Inventaire et écologie des reptiles du Parc national d'El Kala (Algérie). *Bull. Soc. Herp*, 117.
- Bessaoud, O. (2008). Changement climatique et activités humaines. Séminaire régional changement climatique en Méditerranée. PNUE/PAM, Plan Bleu, CAR; octobre 2008. (Schleich et al., 1996
- Beukema, W., De Pous, P., Donaire, D., Escoriza, D., Bogaerts, S., Toxopeus, A. G., Carranza, S. (2010). Biogeography and contemporary climatic differentiation among Moroccan *Salamandra algira*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 101(3), 626–641.

- Bogaerts, S., Sparreboom, M., Pasmans, F., Almarsi, A., Boukema, W., Shehab, A., & Amr, Z. (2013). Distribution, ecology and conservation of *Ommatotriton vittatus* and *Salamandra infraimmaculata* in Syria. *Salamandra*, 42(2), 87-96.
- Bomhard, B., Richardson, D. M., Donaldson, J. S., Hughes, G. O., Midgley, G. F., Raimondo, D. C., Rebelo, A. G., Rouget, M. et Thuiller, W. (2005). Potential impacts of future land use and climate change on the Red List status of the Proteaceae in the Cape Floristic Region, South Africa. *Global Change Biology*, 11(9):1452–1468.
- Bons, J., et Geniez, P. (1996). Amphibiens et reptiles du Maroc (Sahara Occidental compris: Atlas biogéographique). *Asoc. Herp. Esp.* 27.
- Boulangeat I., Gravel D., Thuiller W. (2012). Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters* (2012).
- Boulenger, G.A. (1891). Catalogue of the Reptiles and Batrachians of Barbary (Morocco, Algeria, Tunisia), based chiefly upon the Notes and Collections made in 1880–1884 by M.
- Brown, M. E., Pinzón, J. E., Didan, K., Morisette, J. T., & Tucker, C. J. (2006). Evaluation of the consistency of long-term NDVI time series derived from AVHRR, SPOT-vegetation, SeaWiFS, MODIS, and Landsat ETM+ sensors. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, 44(7), 1787-1793.
- Fernand Lataste. *Trans. Zool. Soc. London*, 13(3): 93-164.
- Cardinale, B.J. et al., 2012. Corrigendum: Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 489(7415), pp.326–326.
- Chapin, F.S. et al., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), pp.234–242.
- Chenouf, N, 2014. 5ème Rapport National sur la mise en œuvre de la convention sur la diversité biologique au niveau national, Alger.
- Collins, J.P. & Storfer, A., 2003. Global amphibian declines: Sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, 9(2), pp.89–98.
- Cox, N., Chanson, J., & Stuart, S. (2006). The status and distribution of Reptiles and amphibians of the Mediterranean Basin. *IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, Uk*.
- Dahmana, A., Azegagh, A., Ghilas, R., Peyre, O., & Moali, A. (2006). Etude de l'herpétofaune dans la basse vallée de la Soummam, communication affichée lors des 1<sup>ères</sup> Rencontres Méditerranéennes d'Ecologie, Univ. Bejaia. 7-9 Novembre 2006.
- Djirar, N. (1995). Reconnaître les reptiles d'Algérie (clé préliminaire). Alger: *Office des Publications Universitaires*.
- Dahmani, W. (2007). Contribution à l'étude des reptiles et amphibiens de la région de Tiaret. Mémoire Ing. Univ. Tiaret.
- Didan, K., Munoz, A.B., Solano, R., Huete, A., 2015. MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Serie).
- Djirar N. (2007). Analyse des groupements reptiliens dans quatre milieux différents d'Algérie. Thèse de doctorat en Biologie Animale. Univ. Ferhat Abbas de Sétif. 67p.
- Domergue, C. (1959). Liste des batraciens, chéloniens de Tunisie et d'Afrique du Nord. *Bull. Soc. Sci. Nat. Tunisie*. Doumergue, 1901

- Elith, J., Graham, C., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., & Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2): 192-151.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C.J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Dist.*, 17(1): 43-57. Engler et al., 2004;
- Escoriza, D. & Ben Hassine, J., (2015). Niche Partitioning at Local and Regional Scale in the North African Salamandridae. *Journal of Herpetology*, 49(2), pp.276–283.
- Fensholt, R., & Proud, S. R. (2012). Evaluation of earth observation based global long term vegetation trends-Comparing GIMMS and MODIS global NDVI time series. *Remote sensing of Environment*, 119, 131-147.
- Fonseca, M.M. et al., (2008). Genetic variation among spiny-footed lizards in the *Acanthodactylus pardalis* group from North Africa. , 43(April), pp.8–15.
- Franklin, J. (2009). Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. *Cambridge Univ Press*, 338pp.
- Gauthier, R. (1967). Ecologie et éthologie des reptiles du Sahara Nord-occidental (région de Béni-Abbès). *Musée Royal de l'Afrique Centrale*.
- Gervais, P. (1836). Arachnides. Voyage autour du monde exécuté pendant les années 1836, 281-285.
- Gervais, P. (1835). Other changes in the status of amphibians of Numidia, north-eastern Algeria. *Revue d'écologie (Terre & Vie)*, 67.
- Giménez, A. et al., (2012). Distribution of *Testudo graeca* in the western Mediterranean according to climatic factors. *Amphibia-Reptilia*, 33(2), pp.285–296.
- Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4): 427-433.
- Guisan, A., & Wilfried, T. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.*, 8(9): 993-1009.
- Guisan, A., & Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Mod.*, 135(2): 147-186.
- Hamitouche S., (2017). Analyse de quelques paramètres physico-chimiques et de métaux lourds dans les eaux naturelles de surface en tant qu'habitats d'amphibiens en Kabylie, Thèse de Master, Univ. Bejaia.
- Haouchine A., Haouchine F.Z.1, Labadi A., (2015). Changements climatiques et activités anthropiques: impacts sur les aquifères côtiers en Algérie. p.227-241.
- Hernández, P.A. et al., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29(June).
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P., Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 25, 1965–1978.
- Hutchinson, E., & Yates, P. (1957). Carotico-vertebral stenosis. *The Lancet*, 269(6958): 2-8.
- Ibisch, P.L., Hobson, P. & Vega, a., 2010. Mutual mainstreaming of biodiversity conservation and human development: towards a more radical Ecosystem Approach, Available

at:[http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CF0QFjAA&url=http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-54-en.pdf&ei=68jQT6GMNow8QPMmeDvDA&usg=AFQjCNEUQLJcK2EEkqrrY\\_Cq9T56YAOH8w](http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CF0QFjAA&url=http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-54-en.pdf&ei=68jQT6GMNow8QPMmeDvDA&usg=AFQjCNEUQLJcK2EEkqrrY_Cq9T56YAOH8w).

IPCC (2014). Climate Change 2014 Synthesis Report.

Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific data*, 4, 170122.

Kearney, M. (2006). Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos*, 115(1).

Laoufi, H., 2011. Thème Contribution à la connaissance de la variabilité morphologique des lézards du genre *Acanthodactylus* en Algérie. Thèse de Master, Univ. Mohamed Khider Biskra.

Lauzeral, C. (2012). Prédiction du potentiel d'invasion des espèces non natives par des modèles de niche : approches méthodologiques et applications aux poissons d'eau douce sur le territoire français. Thèse de doctorat, Univ. de Toulouse III - Paul Sabatier, 18-20.

Lescure, J. (2002). La naissance de l'Herpétofaune. *Bulletin de la société Herpétologique*, 101.

Lima A., Pinho C., Larbes S., Carretero M., Brito J.C., Harris DJ.(2009). Relationships of *Podarcis wall654* lizards from Algeria based on mtDNA data. *Amphibia-Reptilia*.

Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., Brooks, T., Smith, K. G. et Williams, P. H. (2003). Avoiding Pitfalls of Using Species Distribution Models in Conservation Planning. *Conservation Biology*, 17(6):1591–1600

Mateo, J., Geniez, P., & Pether, J. (2013). Diversity and conservation of Algerian amphibian assemblages. *Basic. Appl. Herp*, 27: 51-83.

Merabet, K. (2016). Ecologie, distribution et structure génétique des Salamandridés en Kabylie, mémoire de doctorat en Sciences Biologiques. Univ. Bejaia. 105p.

Merabet, K., Sanchez, E., Dahmana, A., Bogaerts, S., Donaire, D., Steinfartz, S., Joger, U., Vences, M., Karar, M. & Moali, A. (2016). Phylogeographic relationships and shallow mitochondrial divergence of Algerian populations of *Salamandra algira*. *Amphibia-Reptilia*.

Merabet, K., Dahmana, A., Karar, M., & Moali, A. (2017). First report of leech predation on *Pleurodeles nebulosus* (Guichenot, 1850) in Kabylia, Algeria.

Monnet, A.-C., (2014). Apport des modèles de niche aux translocations d'espèces : cas du renforcement de populations d'Outarde houbara.

Mouane, A. (2007). Contribution à la connaissance des amphibiens et des Reptiles de la région de l'Erg Oriental (Souf, Taibet et Touggourt). Mémoire de Magistère en Ecologie Animale, Univ. Biskra.

MRE / SOFRECO (2010). Réalisation de l'étude d'actualisation du plan national de l'eau PNE 2010. Mission 2; Volet2; Tome2. Version finale août 2010.

MRE (2008): Ressources en eau disponibles superficielles et souterraines. (URL: <http://www.mre.gov.dz>) .

- Newbold, T. (2009). The value of species distribution models as a tool for conservation and ecology in Egypt and Britain. University of Nottingham: for the degree of Doctor of Philosophy.
- Norris, D. (2014). Model thresholds are more important than presence location type: Understanding the distribution of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in a continuous Atlantic forest of southeast Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(3):529–547. pages 69 et 72.
- Olivier, E. (1894). Herpétologie algérienne ou catalogue raisonné des reptiles et amphibiens observés jusqu'à ce jour en Algérie. France: Mémoire de *Soc. Zool. France*.
- Ortega-Huerta, M. A. et Peterson, A. T. (2004). Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10(1):39–54.
- Pearce, J. et Ferrier, S. (2000). An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128(2–3):127–147.
- Peterson, A. T. et LI, X. (2014). Niche-based projections of wetlands shifts with marine intrusion from sea level rise: an example analysis for North Carolina. *Environmental Earth Sciences*, pp. 1–12.
- Peterson, A. T. (2011). Ecological niche conservatism: A time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, 38(5):817–827.
- Peterson, A., & Nakazawa, Y. (2008). Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1).
- Peterson, A. T., Pape, S., M., Soberón, J. (2008a). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213(1):63–72.
- Peterson, A. T. et Robins, C. R. (2003). Using Ecological-Niche Modeling to Predict Barred Owl Invasions with Implications for Spotted Owl Conservation. *Conservation Biology*, 17(4):1161–1165.
- Peterson, A. T. et Vieglais, D. A. (2001). Predicting species invasions using ecological niche modeling : new approaches from bioinformatics attack a pressing problem a new approach to ecological niche modeling, based on new tools drawn from biodiversity informatics, is applied to the challenge of predicting potential species' invasions. *Bio Science*, 51(5):363–371.
- Phillips, S., Anderson, R. & Schapire, R., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), pp.231–259. Available at:citeulike-article-id:483011%5Cnhttp://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.
- Pierrat, B. (2011). Macroécologie des échinides de l'océan Austral : Distribution, Biogéographie et Modélisation.
- Pyšek, P., & Richardson, D. (2010). Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 25-55.
- Robertson, M. (2003). Comparing models for predicting species' potential distributions: a case study using correlative and mechanistic predictive modelling techniques. *Ecological Modelling*, 164 (2-3).



- Rose, J. P. et Todd, B. D. (2014). Projecting Invasion Risk of Non-Native Water snakes (*Nerodia fasciata* and *Nerodia sipedon*) in the Western United States. *PloS ONE*, 9(6): 100277.
- Rouag, R., Benyacoub, S. (2006). Inventaire et écologie des reptiles du Parc national d'El Kala (Algérie). *Bulletin de la Société herpétologique de France*(117), 25-40.
- Rouget, M., Richardson, D. M., Nel, J. L., Le Maitre, D. C., Egoh, B. et Mgidi, T. (2004). Mapping the potential ranges of major plant invaders in South Africa, Lesotho and Swaziland using climatic suitability. *Diversity and Distributions*, 10(5-6):475–484.
- Rushton, S. P., Ormerod, S. J., Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41(2):193–200.
- Salvador, A., 1996. A revision of the lizards of the genus (sauria: Lacertidae). *Bonner zoologische Monographien*, 1.
- Samraoui, B., Samraoui, F., Benslimane, N., Alfarhan, A., & Al-Rasheid, K. (2012). A precipitous decline of the Algerian new *Pleurodeles poireti* Gervais, 1835 and other changes in the status of amphibians of Numidia, north-eastern Algeria. *Revue d'écologie*, 67(1).
- Sánchez-Cordero, V., Cirelli, V., Munguial, M., Sarkar, S. (2005). Place prioritization for biodiversity content using species ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics*, 2.
- Sandel, B. et Dangremond, E. M. (2012). Climate change and the invasion of California by grasses. *Global Change Biology*, 18(1):277–289.
- Santin-Janin H., Garel M., Chapuis J.-L., Pontier D. (2009). Assessing the performance of NDVI as a proxy for plant biomass using nonlinear models: a case study on the Kerguelen archipelago.
- Schleich, H.-H., Kästle, W., Kabisch, K. (1996). Amphibians and reptiles of North Africa. Ed. Koeltz scientific books. Vol. 63. Koenigstein, Allemagne.
- Sicilia, A., Marrone, F., Sindaco, R., Turki, S., Arculeo, M. (2009). Contribution to the knowledge of Tunisian amphibians: notes on distribution, habitat features and breeding phenology. *Revue Herpetology Notes*.
- Skov, F., Svenning, J.-C. (2004). Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography*, 27(3):366–380.
- Soberon, J. et Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2(0):1–10.
- Strauch, A., (1862). *Essai d'une herpétologie de l'Algérie*, Saint Pétersbourg: Commissionnaires de l'Académie Impériale des sciences.
- Targa S., (2013). Contribution à l'étude Morphométrique et Biogéographique des Ophidiens de la Kabylie (Algérie). Tizi-Ouzou.
- Thuiller, W., Lavorel, S. et Araùjo, M. (2005a). Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14(4):347–357. page 41.

- Thuiller, W., Richardson, D. M., Pysek, P., Midgley, G. F., Hughes, G. O., Rouget, M. (2005b). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, 11(12):2234–2250.
- Tian, F., Fensholt, R., Verbesselt, J., Grogan, K., Horion, S., & Wang, Y. (2015). Evaluating temporal consistency of long-term global NDVI datasets for trend analysis. *Remote Sensing of Environment*, 163, 326-340.
- Vieites, D., Wollenberg, K., Andreone, F., Köhler, J., Glaw, F., & Vences, M. (2009). Vast under estimation of Madagascar's biodiversity evidenced by an integrative amphibian inventory. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(20), 8267-8272.
- Waren, D., & Seifert, S. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2).
- Wilson, K.A. et al.,(2016). Conservation Research Is Not Happening Where It Is Most Needed. *PLoS Biology*, 14(3).
- Zammit, O. (2008). Détection de zones brûlées après un feu de forêt à partir d'une seule image satellitaire spot 5 par techniques svm. Thèse de Doctorat Université de Nice - Sophia Antipolis. p5.
- Zeraib, N. (2007). Contribution à la connaissance de l'herpétofaune du parc national de Belezma (Batna). Mém. Ing. Univ. Tiaret, Algérie.
- Zhang, K., Yao, L., Meng, J., Tao, J. (2018). Maxent modeling for predicting the potential geographical distribution of two peony species under climate change. *Revue Science of the Total Environment*. N° 634.
- Zhang, L., Liu, S., Sun, P., Wang, T., Wang, G., Zhang, X. et Wang, L. (2015). Consensus Forecasting of Species Distributions: The Effects of Niche Model Performance and Niche Properties. *PloS ONE*, 10(3). page 115. (Barbet-Massin & Jetz, 2014).

# Annexes

## Annexe 1 : Matrice de corrélation des données bioclimatiques

variables	bio 1	bio 2	bio 3	bio 4	bio 5	bio 6	bio 7	bio 8	bio 9	bio 10	bio 11	bio 12	bio 13	bio 14	bio 15	bio 16	bio 17	bio 18	bio 19
bio 1	1	0.14355	-0.31467	0.37931	0.82722	0.67257	0.32011	0.60911	0.91501	0.91853	0.83004	-0.55705	-0.44103	-0.60111	0.31724	-0.44261	-0.62297	-0.5576	-0.42915
bio 2	0.14355	1	0.24264	0.70206	0.59955	-0.56902	0.88786	0.07957	0.4157	0.40676	-0.30595	-0.60423	-0.63013	-0.03553	-0.31009	-0.63246	-0.0938	-0.07891	-0.61619
bio 3	-0.31467	0.24264	1	-0.49785	-0.35696	-0.15555	-0.22174	-0.31223	-0.42055	-0.45166	-0.07769	0.26832	0.29456	0.00272	0.30336	0.28669	-0.02421	-0.04224	0.31426
bio 4	0.37931	0.70206	-0.49785	1	0.8106	-0.36317	0.94826	0.33299	0.6952	0.71155	-0.19345	-0.73637	-0.77674	-0.02071	-0.51943	-0.77416	-0.04768	-0.01704	-0.77477
bio 5	0.82722	0.59955	-0.35696	0.8106	1	0.16303	0.79049	0.54411	0.96544	0.97334	0.38747	-0.78065	-0.73566	-0.37708	-0.10015	-0.73514	-0.41564	-0.35976	-0.72157
bio 6	0.67257	-0.56902	-0.15555	-0.36317	0.16303	1	-0.47541	0.38072	0.35427	0.35883	0.95219	0.08137	0.19755	-0.45642	0.57743	0.19745	-0.43729	-0.39719	0.20443
bio 7	0.32011	0.88786	-0.22174	0.94826	0.79049	-0.47541	1	0.24884	0.64095	0.64517	-0.2456	-0.74661	-0.77862	-0.0529	-0.44776	-0.77809	-0.09916	-0.07423	-0.77032
bio 8	0.60911	0.07957	-0.31223	0.33299	0.54411	0.38072	0.24884	1	0.58524	0.59947	0.45648	-0.50754	-0.42632	-0.18223	-0.11563	-0.43846	-0.22914	-0.15703	-0.47939
bio 9	0.91501	0.4157	-0.42055	0.6952	0.96544	0.35427	0.64095	0.58524	1	0.99094	0.55234	-0.72323	-0.65086	-0.47805	0.03671	-0.65044	-0.51929	-0.46904	-0.63263
bio 10	0.91853	0.40676	-0.45166	0.71155	0.97334	0.35883	0.64517	0.59947	0.99094	1	0.5493	-0.72989	-0.66212	-0.46126	0.01366	-0.66156	-0.4909	-0.43122	-0.6503
bio 11	0.83004	-0.30595	-0.07769	-0.19345	0.38747	0.95219	-0.2456	0.45648	0.55234	0.5493	1	-0.12843	0.0087	-0.58793	0.6088	0.0068	-0.59177	-0.54231	0.02178
bio 12	-0.55705	-0.60423	0.26832	-0.73637	-0.78065	0.08137	-0.74661	-0.50754	-0.72323	-0.72989	-0.12843	1	0.96759	0.33533	0.25652	0.97488	0.39173	0.32933	0.96471
bio 13	-0.44103	-0.63013	0.29456	-0.77674	-0.73566	0.19755	-0.77862	-0.42632	-0.65086	-0.66212	0.0087	0.96759	1	0.15561	0.42451	0.99788	0.21102	0.15835	0.98024
bio 14	-0.60111	-0.03553	0.00272	-0.02071	-0.37708	-0.45642	-0.0529	-0.18223	-0.47805	-0.46126	-0.58793	0.33533	0.15561	1	-0.6744	0.16414	0.96999	0.93619	0.1394
bio 15	0.31724	-0.31009	0.30336	-0.51943	-0.10015	0.57743	-0.44776	-0.11563	0.03671	0.01366	0.6088	0.25652	0.42451	-0.6744	1	0.41779	-0.66365	-0.66042	0.43492
bio 16	-0.44261	-0.63246	0.28669	-0.77416	-0.73514	0.19745	-0.77809	-0.43846	-0.65044	-0.66156	0.0068	0.97488	0.99788	0.16414	0.41779	1	0.21968	0.16429	0.98396
bio 17	-0.62297	-0.0938	-0.02421	-0.04768	-0.41564	-0.43729	-0.09916	-0.22914	-0.51929	-0.4909	-0.59177	0.39173	0.21102	0.96999	-0.66365	0.21968	1	0.96608	0.18625
bio 18	-0.5576	-0.07891	-0.04224	-0.01704	-0.35976	-0.39719	-0.07423	-0.15703	-0.46904	-0.43122	-0.54231	0.32933	0.15835	0.93619	-0.66042	0.16429	0.96608	1	0.12506
bio 19	-0.42915	-0.61619	0.31426	-0.77477	-0.72157	0.20443	-0.77032	-0.47939	-0.63263	-0.6503	0.02178	0.96471	0.98024	0.1394	0.43492	0.98396	0.18625	0.12506	1

**Annexe 02 : Données d'occurrence des espèces d'amphibiens traitées: *Bufo boulengeri* (*B. boulengeri*), *Discoglossus pictus* (*D. pictus*) et *Pelophylax saharicus* (*P. saharicus*).**

<b>Espèces</b>	<b>Latitude (°)</b>	<b>Longitude (°)</b>	<b>Source</b>
<i>B. boulengeri</i>	36.9181444	11.00616667	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.7329111	9.183525	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.449825	8.428777778	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.6030417	10.49400278	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.3768778	10.53898889	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.8496528	11.11374722	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.5649556	10.86007778	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.7408556	10.92223056	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.7407861	10.92213889	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.4589917	10.7354	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.6888361	9.238788889	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	37.3292528	9.814130556	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.7338889	8.535555556	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.6428389	9.216480556	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.8722806	10.17570556	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	48.8536111	2.299366667	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	35.7227833	10.09864444	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	35.1738694	8.826769444	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	35.2001694	8.820361111	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	35.7591778	10.81370833	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	35.7008444	10.7667	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	34.3875444	8.828369444	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.3768778	10.53898889	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	33.8759972	10.07768889	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	34.3953917	8.780930556	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	34.386725	8.770041667	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	34.3892167	8.783472222	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	33.8279722	11.01800833	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	33.6894611	8.971616667	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	36.8496528	11.11374722	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	34.3858389	8.819833333	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	34.3846333	7.9401	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	34.3851833	7.922008333	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	33.9223861	8.133036111	Amor et al.,(2013)
<i>B. boulengeri</i>	22.618333	5.447333	gbif
<i>B. boulengeri</i>	22.786667	5.566667	gbif
<i>B. boulengeri</i>	23.139667	5.7335	gbif
<i>B. boulengeri</i>	31.953667	5.337833	gbif
<i>B. boulengeri</i>	32.483333	3.666667	gbif

<i>B. bouleengeri</i>	35.37889	-0.96778	gbif
<i>B. bouleengeri</i>	35.6911	-0.6417	gbif
<i>D. pictus</i>	36.353878	2.768606	gbif
<i>D. pictus</i>	36.74806	3.57556	gbif
<i>D. pictus</i>	36.65738	5.1588	gbif
<i>D. pictus</i>	36.76018	4.25178	gbif
<i>D. pictus</i>	36.75682	4.5698	gbif
<i>D. pictus</i>	36.7631	3.0506	gbif
<i>D. pictus</i>	31.18333	-8.08333	Hamitouche (2016)
<i>D. pictus</i>	31.20583	-7.86417	Hamitouche (2016)
<i>D. pictus</i>	31.5775	-9.01611	Hamitouche (2016)
<i>D. pictus</i>	32.0167	-7.16667	gbif
<i>D. pictus</i>	34.004833	-6.742667	Amrouche-Larabi <i>et al.</i> ,(2015)
<i>D. pictus</i>	34.02528	-6.83611	Amrouche-Larabi <i>et al.</i> ,(2015)
<i>D. pictus</i>	34.3434	-2.4642	Amrouche-Larabi <i>et al.</i> ,(2015)
<i>D. pictus</i>	34.812253	-2.402401	Amrouche-Larabi <i>et al.</i> ,(2015)
<i>D. pictus</i>	35.07207	-5.22825	Amrouche-Larabi <i>et al.</i> ,(2015)
<i>D. pictus</i>	35.09908	-5.2663	Amrouche-Larabi <i>et al.</i> ,(2015)
<i>D. pictus</i>	35.1036	-5.2663	gbif
<i>D. pictus</i>	35.12162	-5.27717	gbif
<i>D. pictus</i>	35.166667	-5.266667	gbif
<i>D. pictus</i>	35.17139	-5.27717	gbif
<i>D. pictus</i>	35.174667	-5.267333	gbif
<i>D. pictus</i>	35.24773	-5.28803	gbif
<i>D. pictus</i>	35.78472	-5.81278	gbif
<i>D. pictus</i>	35.78889	-5.47139	gbif
<i>D. pictus</i>	36.616333	8.685833	gbif
<i>D. pictus</i>	36.862833	10.331667	gbif
<i>D. pictus</i>	36.9255556	11.00555556	gbif
<i>D. pictus</i>	36.9181444	11.00616667	gbif
<i>D. pictus</i>	36.7329111	9.183525	gbif
<i>D. pictus</i>	36.449825	8.428777778	gbif
<i>D. pictus</i>	36.6030417	10.49400278	gbif
<i>D. pictus</i>	36.3768778	10.53898889	gbif
<i>D. pictus</i>	36.8496528	11.11374722	gbif
<i>D. pictus</i>	36.5649556	10.86007778	gbif
<i>D. pictus</i>	36.7408556	10.92223056	gbif
<i>D. pictus</i>	36.7407861	10.92213889	gbif
<i>D. pictus</i>	36.4589917	10.7354	gbif
<i>D. pictus</i>	36.6888361	9.238788889	gbif
<i>D. pictus</i>	37.3292528	9.814130556	gbif
<i>D. pictus</i>	36.7338889	8.535555556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
<i>D. pictus</i>	36.6428389	9.216480556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
<i>D. pictus</i>	36.8722806	10.17570556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
<i>D. pictus</i>	48.8536111	2.299366667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)

D. pictus	35.7227833	10.09864444	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	35.1738694	8.826769444	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	35.2001694	8.820361111	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	35.7591778	10.81370833	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	35.7008444	10.7667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	34.3875444	8.828369444	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	36.3768778	10.53898889	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	33.8759972	10.07768889	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	34.3953917	8.780930556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	34.386725	8.770041667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	34.3892167	8.783472222	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	33.8279722	11.01800833	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	33.6894611	8.971616667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	36.8496528	11.11374722	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	34.3858389	8.819833333	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	34.3846333	7.9401	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	34.3851833	7.922008333	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
D. pictus	33.9223861	8.133036111	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
<i>P. saharicus</i>	25.608398	7.3264	gbif
<i>P. saharicus</i>	33.822423	1.862816	gbif
<i>P. saharicus</i>	36.76709	4.57808	Hamitouche (2016)
<i>P. saharicus</i>	36.75682	4.5698	Hamitouche (2016)
<i>P. saharicus</i>	36.76018	4.25178	Hamitouche (2016)
<i>P. saharicus</i>	27.1395	-13.206667	gbif
<i>P. saharicus</i>	28.942197	-9.938126	gbif
<i>P. saharicus</i>	28.983333	-9.833333	gbif
<i>P. saharicus</i>	29.081371	-10.330946	gbif
<i>P. saharicus</i>	29.383333	-10.166667	gbif
<i>P. saharicus</i>	29.542398	-10.051117	gbif
<i>P. saharicus</i>	30.033333	-9.666667	gbif
<i>P. saharicus</i>	30.933544	-6.937016	gbif
<i>P. saharicus</i>	31.208213	-7.852178	gbif
<i>P. saharicus</i>	31.285494	-7.292834	gbif
<i>P. saharicus</i>	31.358828	-6.888944	gbif
<i>P. saharicus</i>	31.856711	-4.282258	gbif
<i>P. saharicus</i>	34.004833	-6.742667	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.09458	-5.23912	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.09908	-5.2663	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.46556	-6.04028	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.75287	-5.56306	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.75737	-5.56306	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.78472	-5.81278	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.78889	-5.47139	gbif
<i>P. saharicus</i>	35.8475	-5.47672	gbif
<i>P. saharicus</i>	33.8675	7.8795	gbif

P. saharicus	34.389167	7.9475	gbif
P. saharicus	34.398943	7.921722	gbif
P. saharicus	36.616333	8.685833	gbif
P. saharicus	37.130543	9.68879	gbif
P. saharicus	36.9181444	11.00616667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.7329111	9.183525	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.6030417	10.49400278	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.3768778	10.53898889	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.8496528	11.11374722	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.5649556	10.86007778	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.7408556	10.92223056	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.7407861	10.92213889	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.4589917	10.7354	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.6888361	9.238788889	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	37.3292528	9.814130556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.7338889	8.535555556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.6428389	9.216480556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.8722806	10.17570556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	48.8536111	2.299366667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	35.7227833	10.09864444	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	35.1738694	8.826769444	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	35.2001694	8.820361111	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	35.7591778	10.81370833	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	35.7008444	10.7667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	34.3875444	8.828369444	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.3768778	10.53898889	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	33.8759972	10.07768889	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	34.3953917	8.780930556	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	34.386725	8.770041667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	34.3892167	8.783472222	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	33.8279722	11.01800833	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	33.6894611	8.971616667	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	36.8496528	11.11374722	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	34.3858389	8.819833333	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	34.3846333	7.9401	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	34.3851833	7.922008333	Amor <i>et al.</i> ,(2013)
P. saharicus	33.9223861	8.133036111	Amor <i>et al.</i> ,(2013)



## **Résumé :**

Dans un contexte de changements environnementaux rapides et face à des écosystèmes de plus en plus fragiles, les menaces actuelles et à prévoir sur la biodiversité, nous interpellent sur l'importance d'améliorer nos connaissances sur la faune et la flore mais aussi notre capacité à prédire les effets de ces changements futurs sur la dynamique des écosystèmes. De nos jours la modélisation semble être un outil de plus en plus sollicité pour remédier à ces questions.

Dans ce sens, notre travail a consisté à comparer des modèles de niches écologiques de 5 espèces d'amphibiens, générés avec le programme MaxEnt et cela avec deux types de données environnementales (NDVI et CHELSA) afin de déterminer lesquelles des données sont plus efficaces et fiables pour l'Algérie. Les modèles les plus fiables sont sélectionnés à l'aide de paramètres tel que le taux d'omission «TO» et l'Akaike informations criterion corrigé «AICc», ainsi que le test de Student pour discriminer les deux méthodes. A travers les résultats, nous avons pu déterminer que les données NDVI sont plus efficaces et crédibles que les données bioclimatiques pour l'ensemble des espèces étudiées et cela peut s'expliquer par l'avantage de la résolution que présentent ces rasters utilisés, conjugué à la faible couverture et l'hétérogénéité de la répartition spatiale des stations climatiques pour CHELSA. Nos résultats montrent également la valeur ajoutée que représente le NDVI dans les modélisations de niche écologique et ainsi, la contribution à la conservation des espèces.

**Mots clé :** Maxent, Niche écologique, NDVI, CHELSA, Taux d'omission, Algérie

## **Abstract**

In a context of rapid environmental changes and increasingly fragile ecosystems, the current and coming threats to biodiversity challenge us to the importance of improving our knowledge of our biodiversity as well as our ability to predict the effects of these future changes on ecosystem dynamics. Nowadays modeling seems to be a tool more and more solicited to fix these questions. In this sense, our work consisted of comparing ecological niche models of 5 amphibian species, generated with the Maxent program and with two types of environmental data (NDVI and CHELSA), to determine which of the data are more effective and efficient and reliable for Algeria. The most reliable models are selected using different parameters such as the omission rate "OR" and the Akaike information criterion corrected "AICc", as well as the Student's test to discriminate between the two methods. Through the results, we have been able to determine that NDVI is the most efficient then the bioclimatic data for all the species studied and this can be explained by the resolution advantage of the used NDVI raster's, combined with the low coverage and heterogeneity of the spatial distribution of climatic stations for CHELSA in the study area. Our results also show the added value of NDVI in ecological niche modeling, thus the contribution to species conservation.

**Key words:** Maxent, Ecological niche, NDVI, CHELSA, Omission rate, Algeria.