



**MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE**

**Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou Faculté des Sciences Biologiques et des
Sciences Agronomiques**

Département des Sciences Biologiques

Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Spécialité : Sciences Biologiques

Option : Ecologie Animale

Thème

**Contribution à l'étude d'abondance des macro-
invertébrés et hiérarchisation des facteurs édaphiques
dans le sol anthropisé de la forêt d'Ath Ghobri : Cas
du chêne zéen (*Quercus canariensis*)**

Présenté par: M^{lle} BADKOUF LISA

Devant le jury :

M^f OUDJIANE Ahmed

Président du jury

M.A.A

M^f RAHMANI Abd El Malik

Promoteur

M.A.A

M^{me} BRAHMI Karima

Examinatrice

Professeur

Promotion 2020/2021

Remerciements

L'approfondissement de ce travail n'aurait pas pu avoir lieu sans le concours de plusieurs personnes, dont le soutien de près ou de loin, sous quelques formes que ce soient, m'ont été extrêmement précieuses. Qu'il me soit permis d'exprimer ma gratitude plus particulièrement :

Au Professeur BOUDIAF NAIT KACI Malika (paix à son âme) qui m'a guidé pendant une partie de ce travail, m'a accordé sa confiance, m'a encadré de la meilleure manière qui soit, en alliant autonomie et suivi continu de l'avancée du travail et qui m'a permis d'acquérir de nombreuses connaissances dans son domaine.

A mon promoteur, Monsieur RAHMANI Abd El Malik pour m'avoir fait confiance, dirigé mon travail et qui m'a apporté l'encadrement critique dont j'avais besoin.

Aux membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'être présents; Madame BRAHMI Karima et Monsieur OUJDIANE Ahmed.

A Madame BADKOUF Meriem pour son soutien multiforme (merci Maman).

Liste des figures

Figure 1. Tiré de Bardgett et van der Putten (2014). Une sélection d'organismes du sol. a–o, cette sélection inclut des champignons ectomycorhiziens (a) champignon décomposeur (b), bactérie (c), nématode (d), tardigrade (e), collemboles (f), acarien (g), enchytréide (h), iule (i), scolopendre (j), ver de terre (k), fourmis (l), cloporte (m), plathelminthe (n) et taupe (o)......	10
Figure 2. Modèle hiérarchique des facteurs déterminant le fonctionnement du sol (Lavelle , 1993).....	18
Figure 3. Situation géographique du massif forestier de Béni Ghobri (Bouedja, 2013)	Erreur ! Signet non défini.
Figure 4. Abondance du sous bois dans la station (cliché BADKOUF 2021).....	25
Figure 5. Etapes d'extraction des macro-invertébrés (cliché BADKOUF, 2021).....	27
Figure 6. Mesure du pH du sol (Cliché BADKOUF, 2021).....	29
Figure 7. La mesure du carbone (cliché BADKOUF, 2021).....	30
Figure 8. Variation des taux de carbone dans le sol en fonction de la profondeur	34
Figure 9. Graphique de l'écart type des intervalles de carbone	34
Figure 10. Variation des taux du pH dans le sol en fonction de la profondeur.....	35
Figure 11. Graphique de l'écart type des intervalles du pH.....	35
Figure 12. Abondance des individus recensés.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 13. Abondance relative des individus recensés.....	Erreur ! Signet non défini.
Figure 14. Abondance relative des invertébrés en N1.....	37
Figure 15. Abondance relative des invertébrés en N2.....	38
Figure 16. Résultat de l'analyse de la corrélation entre les invertébrés	Erreur ! Signet non défini.

Liste des tableaux

Tableau 1. Synthèse des fonctions essentielles jouées par les organismes vivants du sol (D'après Girard <i>et al.</i>, 2005).....	13
--	-----------

Liste des abréviations

ACP : Analyse des Composantes Principales

C/N : Rapport carbone/Azote

C : Carbone

CO₂ : Dioxyde de Carbone

Ca²⁺ : Calcium

GES : Gaz a effet de serre

Mg²⁺ : Magnésium

N1 : Niveau 1

N2 : Niveau 2

N3 : Niveau 3

E.g : Exemple

NNE : Nord-Nord-Est

WSW : Ouest-sud-ouest

Les invertébrés du sol

AR: Aranéides

CO: Coléoptère

GL: Glomeridae

HM: Hémiptères

HO: Homoptère

HP: Haplotaxidae

IS: Isopode

JL: Julidae

LP: Lépidoptère

OP: Opisthopora

TY : Thysanoptera

Sommaire

Introduction générale.....	1
Chapitre I. Synthèse bibliographique	
I. Exposition des forêts aux facteurs biotiques et abiotiques.....	5
I.1 La méditerranée: un écosystème menacé.....	6
II. Le sol.....	7
III. Rôle de la couverture végétale dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers	8
IV. Rôle de la faune du sol dans le fonctionnement les écosystèmes forestiers.....	9
IV.1. Relations entre la diversité de la faune du sol et le fonctionnement du sol.....	15
IV.1.1 La notion de diversité fonctionnelle	15
V. Les facteurs affectant la biodiversité de la faune du sol.....	18
Chapitre II. Matériels et méthodes	
1. Etude du milieu	21
I.1 Description de la zone d'étude.....	21
I.2 Situation géographique et climatologie locale de la station forestière Ainseur.....	21
I.3 Ecologie du chêne zeen	23
Exigences écologiques du chêne zeen :	23
I.3. Végétation sous la zeenaie de Ainseur	24
I.4. Couverture pédologique.....	25
II. Echantillonnage	26
II.1. Méthode d'extraction des invertébrés du sol.....	26
II. 2. Stratégie d'échantillonnage	26
II. 2. 1. Choix de la station	26
II. 2. 2. Période d'échantillonnage	26
II. 2. 3. Procédure d'échantillonnage	27
II. 2. 4. Extraction des invertébrés	28
II. 2. 5. Tri et dénombrement des animaux	28
II. 2. 6. Détermination	28
III. Analyses physiques et chimiques des sols étudiés.....	28
III.1. Potentiel d'hydrogène (pH).....	29
II.2. Carbone organique.....	30
VI. Analyse statistique	31

V. Exploitation des résultats par divers indices écologiques :	31
Indice de diversité de SHANON-WIENER :	31
Diversité maximale (H max).....	32
Abondance relative (AR%) :	33

Chapitre III. Résultats et discussion

I. Résultats	34
I.1 Caractérisation chimique des sols de la zénaie étudiée	34
I.1.1 Résultat de la mesure du carbone organique	34
I.1.2 Résultat de la mesure du pH	35
I.2.2 Etude des invertébrés dans la zénaie étudiée	36
I.2.3. Résultat d'analyse des corrélations entre les variables	39
I.2.4 Etude indicielle	39
II. Discussion	41

Conclusion et perspectives

Références bibliographiques

Annexes

Couvrant un tiers des terres de la planète, les forêts fournissent un habitat pour de nombreux organismes vivants, et des biens et services pour les hommes (production de bois, de résine, de fruits, de champignons, espace récréatif...) (Bronstein *et al.*, 2006).

De nombreux risques pèsent de plus en plus sur la structure et le fonctionnement des forêts (les changements climatiques et activités anthropiques observés à l'échelle globale depuis plusieurs décennies, l'augmentation de la concentration de gaz à effet de serre (GES) notamment) (Rousseau, 2018).

La dégradation des forêts est un changement de sa structure et de son fonctionnement ce qui conduit à une perte certaine de la biodiversité, de production de biens et de services et à un accroissement de la vulnérabilité aux changements globaux (Hassan, 2019).

Les forêts méditerranéennes n'échappent pas à ces changements qui ont un impact notable sur la dynamique de la végétation ce qui conditionne, par la suite, et en partie le développement actuel des écosystèmes naturels (Hoff & Rambal, 2007).

La vulnérabilité des écosystèmes forestiers en Algérie est liée à des facteurs naturels et anthropiques qui peuvent tous deux s'amplifier sous l'effet des changements climatiques. Cependant, les connaissances relatives à la vulnérabilité et aux impacts attendus des changements climatiques sur les principaux écosystèmes, ainsi qu'à leurs diversités biologiques, demeurent limitées (Direction générale des forêts 2016).

En effet les dégradations multiples ont fragilisé et rompu de nombreuses interdépendances et inter-connexions de réseaux trophiques et des flux de matière et d'énergie, conduisant à des modifications ou pertes parfois irréversibles de diversité biologique (Closset & KOPP, 2014).

Le bio-fonctionnement des sols regroupe un ensemble de fonctions assurées par les organismes vivants et qui sont en interaction avec les composantes physiques et chimiques d'un sol, permettant la dynamique de la matière organique et de l'eau, ainsi que le recyclage des nutriments (Lavelle & Spain, 2001 ; Decaens, 2010).

Le sol est un compartiment complexe, un carrefour dit « multifonctionnel » (Gobat *et al.*, 2010), en relation avec la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère (Girard *et al.*, 2011). remplit des fonctions et des services écosystémiques différents en fonction de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques et pour évaluer la capacité d'un sol à assurer

ces fonctions, la « qualité des sols » est un des concepts les plus utilisés (Vincent *et al.*, 2018)

La qualité d'un sol est étroitement liée à sa capacité à fonctionner suite à l'équilibre entre les propriétés physiques (ex : la porosité du sol) et chimiques (ex : éléments nutritifs) constituant le biotope, et leurs nombreuses interactions avec la composante « vivante » (la flore et la faune du sol) constituant la biocénose (Nahrath, 2000; Gobat *et al.*, 2013).

Dans beaucoup de régions du monde, les traits et les communautés d'espèces ont été perturbées, dans ce sens, plusieurs études ont été menées ; sur la végétation des Petites Antilles (Joseph, 2011), sur la phénologie printanière de l'avifaune (Francoeur, 2012) sur les pandas (WWF, 2011)

La macrofaune est encore peu étudiée comme indicateur de la qualité des sols, même si son intégration dans les programmes de recherche est en essor. Ruiz *et al.* (2011) proposent un indice biologique de la qualité des sols (IBQS), basé sur les communautés de macrofaune observées selon différents usages des sols.

Un certain nombre de travaux ont traité, principalement pour les groupes animaux, de la diversité taxonomique et fonctionnelle dans les sols forestiers de la zone intertropicale, Beck (1971), initiateur d'une longue série de travaux dans la forêt amazonienne, au Brésil, surtout dans une zone périodiquement inondée, la varzea ; Chiba *et al.* (1975) en Malaisie, dans la Pasoh Reserve ; Betsch *et al.* (1981, 1990) Et Maury-Lechon *et al.* (1986) en Guyane française (piste de Saint Élie), sur un dispositif expérimental, en zoologie et en microbiologie du sol en relation avec les stades de la recolonisation végétale.

D'autres études se sont intéressées à ce compartiment pour évaluer la qualité des sols fortement anthropisés (Santorufu *et al.*, 2012) ou celle des sols pollués aux métaux (Nahmani & Rossi, 2003). Enfin, certains travaux combinent des paramètres physico-chimiques avec les communautés de la macrofaune, comme l'ont fait précisément Velasquez *et al.* (2007)

Même si les indicateurs physico-chimiques sont essentiels pour étudier la qualité d'un sol, les organismes du sol, qui sont acteurs de nombreuses fonctions écosystémiques, peuvent caractériser l'état et le fonctionnement du sol (Bispo *et al.*, 2009; Cluzeau *et al.*, 2012).

L'abondance en organismes vivants renseigne sur la qualité de l'écosystème car elle est indicatrice de la capacité globale d'un écosystème à accueillir un potentiel biotique (Doran & Zeiss, 2000). Ensuite, la diversité taxonomique est également un indicateur de la qualité puisqu'il reflète la capacité de l'écosystème à offrir des habitats et des types de nourritures différents (Bardgett, 2002; Cole *et al.*, 2006).

Etudier la composition des communautés permet aussi de déceler la présence de taxons indicateurs de la qualité des sols, car certains taxons sont connus pour être sensibles ou résistants aux perturbations (Havlicek, 2012; Gerlach *et al.*, 2013). Enfin, les fonctions biologiques de ces organismes peuvent être mesurées, ou du moins être estimées.

L'objectif de ce travail est de quantifier une partie de la pédo-faune présente dans le sol d'une zénaie, de décrire les facteurs abiotiques qui structurent ces communautés d'invertébrés afin de qualifier l'état de cet écosystème forestier.

Notre travail s'articule autour de trois chapitres, après une synthèse bibliographique et une étude du milieu, nous présentons le matériel et méthodes utilisés suivis d'une discussion des résultats. Une conclusion et des perspectives pour clore cette étude.

Synthèse bibliographique

I. Exposition des forêts aux facteurs biotiques et abiotiques

La dégradation de la forêt est un changement de sa structure et de la composition floristique et faunistique, ce qui conduit à une perte de biodiversité, de production de biens et de services et à un accroissement de la vulnérabilité aux aléas climatiques et aux incendies (Hassan, 2019).

La dégradation des forêts est un processus temporaire ou permanent conduisant à la réduction de la densité, à un changement de la structure du couvert végétal ou de la composition de ses espèces (Grainger, 1993). C'est un changement dans les attributs de la forêt qui conduit à une réduction de la capacité de production de bois à valeur économique pendant plusieurs années à quelques décennies (Lambin, 1999; Khuc *et al.* 2018). Pour d'autres auteurs, la dégradation des forêts est plus globalement la réduction de la capacité d'une forêt à fournir des biens et des services (Puustjärvi et Simula, 2002; Sasaki et Putz, 2009). Nous retenons pour notre part la définition suivante : la dégradation des forêts est une diminution de la densité du couvert forestier entraînant un changement dans la structure forestière, avec pertes de fonctions, de biodiversité et de biomasse, normalement associées à la forêt primaire, sans qu'il y ait de changement de l'affectation des terres (OIBT, 2002).

La dégradation forestière résulte d'un ou plusieurs événements de perturbations sur une période donnée. Ces perturbations peuvent être de natures diverses : exploitation forestière, prélèvements de produits ligneux ou non-ligneux issus de la forêt, chasse, feux, changements des conditions environnementales (suite à la fragmentation forestière par exemple), etc. Ces perturbations varient en intensité et en fréquence. Elles peuvent être ponctuelles (exploitation forestière) ou quasi-permanentes (changements des conditions environnementales ou chasse) (Hassan, 2019).

En Amazonie brésilienne, par exemple, les feux de forêt, la fragmentation due à l'ouverture de terres agricoles, l'exploitation sélective du bois d'œuvre, la collecte de bois de feu pour la production de charbon de bois et le pâturage sous couvert forestier sont les principales perturbations responsables de la dégradation des forêts (Faria *et al.*, 2014; Hosonuma *et al.*, 2012; Matricardi *et al.*, 2005; Pinheiro & *al.* 2016). Les feux, même de faible intensité, modifient la composition et la structure de la forêt (Xaud, Martins & Santos 2013).

La dégradation des forêts affectait environ 500 millions d'hectares de forêts primaires et secondaires dans 77 pays tropicaux en 2000. En Afrique, le taux annuel de dégradation des forêts est équivalent à près de la moitié du taux annuel de déforestation (Lambin, Geist, & Lepers 2003).

I.1 La méditerranée: un écosystème menacé

Les forêts méditerranéennes se caractérisent par une forte diversité biologique résultant de l'interaction entre l'homme et la nature (Mekideche, Brakchi-Ouakour, Kadik, 2018).

Depuis l'antiquité, la forêt méditerranéenne est considérée comme un réservoir important de diversité biologique, une banque de gènes inestimables, écosystème permanent protecteur des sols, régulateur des eaux de ruissellement et d'infiltration, une source d'oxygène inégalable (Bouazza, 2020).

L'histoire géologique particulièrement mouvementée de cette région et les fortes variations climatiques survenues depuis deux millions d'années constituent des facteurs historiques clés pour expliquer cette biodiversité très hétérogène (Thompson, 2005).

La forêt algérienne comme celle méditerranéenne présente des richesses naturelles importantes, dont une diversité floristique avérée (Medail & Quézel, 2003). C'est une forêt essentiellement de lumière, irrégulière composée des peuplements de feuillus ou résineux le plus souvent ouvert formés d'arbres de toutes tailles et de tous âges en mélange, avec la présence d'un épais sous-bois composés d'un grand nombre d'espèces secondaires, ce qui favorise la propagation des feux et affaiblit le rendement moyen en volume des ligneux (FAO, 1999).

La plupart des forêts méditerranéennes représente des systèmes non équilibrés, en général bien adaptés dans l'espace et dans le temps à diverses contraintes, et donc aux modifications de dynamique ou de structure et d'architecture des peuplements qu'ils peuvent engendrer (Barbero et Quézel, 1989).

Les pays méditerranéens (Afrique du Nord et Proche-Orient) ont fait l'objet de deux enquêtes, respectivement en 1987-88 (Marchand). Elles ont montré un taux de déforestation d'ensemble supérieur à celui du monde tropical (plus de 1 % contre 0,6 %), d'autant plus grave qu'il affecte des pays où la couverture forestière est déjà très réduite (taux de boisement moyen de 1 %, contre 40 % en 1980 pour les pays tropicaux). Dans ces pays, la

déforestation correspond, pour une large part, aux stades ultimes de la dégradation provenant du surpâturage, doublé, dans les zones où les produits pétroliers sont trop chers pour la majorité de la population, de la surexploitation pour le bois énergie (Lanly, 2003).

Les facteurs de destruction des écosystèmes forestiers algériens sont multiples, mais les plus significatifs sont les feux de forêt, aggravés par le surpâturage qui empêche le renouvellement naturel et artificiel des peuplements forestiers. L'érosion des sols, qui succède aux feux, aggrave aussi les problèmes de renouvellement des peuplements, la forêt semble donc en voie de dégradation progressive dont les essences principales sont remplacées par les maquis et les broussailles (Mellouli, 2007).

La place de l'homme dans l'environnement méditerranéen apparaît plus que jamais comme déterminante, puisque ses impacts et ses choix de gestion déterminent le maintien de la biodiversité du bassin méditerranéen (Medail & Diademaï, 2006).

II. Le sol

Dans les écosystèmes forestiers, les sols assurent différentes fonctions déterminantes qui dépendent strictement des cycles biogéochimiques (Costanza *et al.*, 1997 ; Coleman *et al.*, 2004) :

- Une fonction de production liée au pool d'éléments biodisponibles.
- Une fonction écologique liée à la biodiversité fonctionnelle présente dans le sol avec les rétroactions ou le contrôle qu'elle exerce sur les cycles de C et N en particulier.
- Une fonction environnementale telle que l'épuration des eaux de surface. Les sols forestiers jouent également un rôle important dans le stockage du carbone organique, avec 650-800.109 t stockés à la surface de la Terre, dont la moitié en forêt tempérée (Girard *et al.*, 2005). Les litières du sol représentent 5 à 15 % de la masse du carbone du sol (dans les forêts de feuillus : entre 2 et 20 t/ha, résineux : 4 à plus de 50 t/ha , avec les valeurs les plus fortes dans les sols acides). Les variations de stockage de carbone organique dans les sols forestiers sont liées à deux facteurs interactifs: les changements climatiques et les actions anthropiques (Auclerc, 2019)

III. Rôle de la couverture végétale dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers

La couverture végétale au sol et la litière contribuent à une plus forte abondance de la faune du sol (Barros *et al.*, 2002). Le couvert végétal vivant et mort protège le sol forestier contre l'érosion physique. Celle-ci peut survenir dans des situations de forte pente et/ou suite à certaines pratiques (coupe à blanc et maintien du sol nu, tassement excessif), ou en zone méditerranéenne, suite aux incendies : ravinement, ablation de la couche fertile de surface, inondations boueuses en aval, peuvent en résulter (Ranger, 2020).

L'arbre modifie la quantité et la diversité des ressources disponibles (alimentation et refuge) pour la faune. La partie aérienne apporte au sol de manière régulière feuilles et bois morts dont l'accumulation au sol permet le développement d'une litière. Cette dernière fournit une source d'énergie supplémentaire (alimentation), un refuge pour la faune (reproduction, hibernation,...) et une couche protectrice contre les excès du climat (Freysinel, 2005).

De plus, cette couverture, ou cette litière, est importante pour l'établissement d'une faune du sol diversifiée (Barros *et al.* 2002). Par exemple, la diversité des petits insectes et autres prédateurs sont fortement augmentés par l'apport de paillage et par la présence d'une communauté importante de mauvaises herbes (Wardle *et al.* 1995). L'apport d'une plante de couverture (légumineuses le plus souvent) permet aussi d'augmenter significativement la biodiversité du sol, tout en fournissant, du fait de leurs caractéristiques, un supplément d'azote à la culture étudiée (Blanchart *et al.* 2006, DuPont *et al.* 2009). La seule rupture du couple formé entre les plantes et les organismes du sol peut avoir des conséquences critiques sur le fonctionnement des écosystèmes terrestres (Velasquez *et al.* 2007).

Dans le sol, le système racinaire, fournit également une ressource alimentaire pour les phytophages qui consomment les parties vivantes comme pour les détritivores qui consomment les racines mortes. Le réseau créé par les racines, permet également le maintien et la stabilité de la structure du sol en association avec les champignons mycorhiziens. Le couvert forestier a également un effet propre sur le climat : maintien de l'humidité, effet tampon sur les températures, modification des courants aériens, tendant ainsi à atténuer les excès (Freysinel, 2005).

Les études antérieures des communautés de macrofaune du sol ont déjà montré que les changements du couvert végétal influencent toujours profondément la macrofaune, ainsi

bien en milieu tropicaux qu'en milieux tempérés (Lavelle & sapin, 2011), la dynamique forestière résulte de processus tels que la croissance, la mortalité et la régénération des végétaux qui modifient les conditions du milieu (quantité et qualité de litière...) ces processus influencent à leur tour l'activité des biocénoses du sol et donc la forme d'humus, reflet de cette activité.

Ponge *et al.*, (2011) mènent des travaux mettant en évidence l'effet du stade de développement des peuplements sur les formes d'humus et les communautés d'espèces associées (vers de terre, méso-faune, macro-arthropodes).

IV. Rôle de la faune du sol dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers

La biodiversité des sols forestiers comprend l'ensemble des organismes vivants dont au moins une partie du cycle biologique se déroule dans les horizons pédologiques enrichis en matière organique, ces organismes représentent un des cinq facteurs majeurs de la formation des sols (Coleman, 2008). (**Fig.1**).

Les écosystèmes forestiers hébergent un pourcentage considérable de biodiversité terrestre et représentent l'un des derniers refuges pour de très nombreuses espèces animales et végétales. Les forêts abritent 80 % de la biodiversité mondiale terrestre, et les deux tiers de celle-ci se trouvent dans les forêts tropicales. À titre d'exemple, un hectare de forêt tropicale (soit la taille d'un terrain de football) abrite plus de 150 espèces d'arbres, contre une quinzaine seulement dans les forêts tempérées (Greenpeace.fr).

On estime actuellement que la faune du sol représente plus de 80 % de la biodiversité animale (Deprince, 2014) et représenteraient à peu près 23% de la diversité totale des organismes vivants qui ont été décrits à ce jour (Lavelle *et al.*, 2006). Les communautés des sols contiennent des représentants de tous les principaux taxons terrestres et leur richesse spécifique est sans commune mesure avec celle de la végétation et des faunes épigées (Bouthier, 2014).

Les auteurs s'accordent à dire que la faune et flore du sol jouent un rôle crucial dans le fonctionnement des écosystèmes terrestres. Ils sont ainsi considérés comme le système supportant la vie sur notre planète. Tout ceci a provoqué un intérêt renaissant pour la biodiversité du sol et ses rôles fonctionnels (Barrios, 2007).

Barros *et al.* (2004) ont confirmé dans leur étude que les activités de la faune et les propriétés physiques des sols étudiés sont étroitement liées et que les activités humaines exercent un effet majeur sur ces interactions, les organismes édaphiques sont cruciaux pour les cycles biogéochimiques qui soutiennent le fonctionnement de la biosphère.

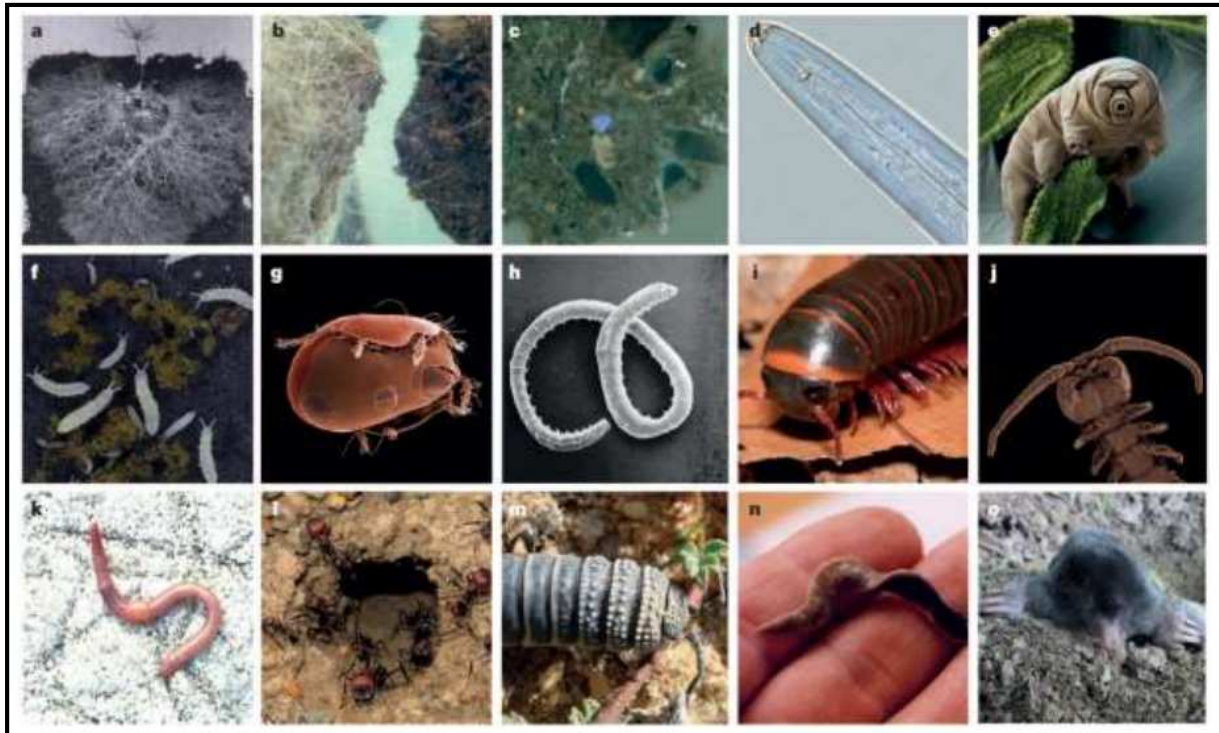


Figure 1. Une sélection d'organismes du sol. a–o, cette sélection inclut des champignons ectomycorhiziens (a) champignon décomposeur (b), bactérie (c), nématode (d), tardigrade (e), collemboles (f), acarien (g), enchytréide (h), iule (i), scolopendre (j), ver de terre (k), fourmis (l), cloporte (m), plathelminthe (n) et taupe (o). (Bardgett & van der Putten, 2014).

A l'heure de l'anthropocène et d'une potentielle 6e extinction de masse (Barnoski *et al.*, 2011), il est important de comprendre la réaction de la biodiversité aux pressions imposées par les activités humaines et de se prémunir d'une extinction majeure.

D'autre part, comprendre et prévoir l'effet des invertébrés sur les fonctions des sols et leurs applications dans les systèmes sol-plante est crucial pour accompagner les pratiques innovantes misant sur le fonctionnement biologique des sols. Par exemple, Bradford *et al.* (2002) ou Wurst *et al.* (2008) concluent que les effets positifs et négatifs des communautés des sols s'annulent et que la résultante sur la productivité des plantes reste inchangée.

D'un autre côté, Wolters (2001) pointe que le bilan net de l'effet de la biodiversité des sols sur le fonctionnement des écosystèmes dépend du nombre de fonctions étudiées. C'est pourquoi il est important de considérer la multifonctionnalité des organismes des sols pour mieux appréhender le rôle de la diversité biologique des sols.

Les invertébrés jouent un rôle majeur dans la fertilité du sol en brassant horizons organiques et minéraux, en augmentant la macroporosité, en améliorant l'alimentation en eau et en stimulant la minéralisation de la matière organique. Ces processus aident à améliorer la structure du sol, les échanges gazeux, l'infiltration et la rétention d'eau et la mise à disposition des nutriments (Ruiter *et al.* 1998, Kladivko 2001, Ettema & Wardle 2002, Swift *et al.* 2004, Barrios 2007).

Le recyclage de la matière organique est un paramètre important du fonctionnement biologique du sol. Il est réalisé par la communauté des décomposeurs. Ils appartiennent successivement à la macrofaune, la méso-faune, la microfaune avant l'intervention de la microflore du sol responsable de la remise à disposition des éléments nutritifs pour les végétaux. Les apports de matières organiques supplémentaires (aériens et souterrains) dus aux arbres peuvent modifier la dynamique des détritivores dans chaque compartiment du système (Freysinel, 2005).

Van Groenigen *et al.* (2014) affirment que les vers de terre agissent sur la croissance des plantes principalement en modifiant la disponibilité de l'azote du sol, en effet le NH_4 + issu de la minéralisation de la matière organique ingérée dans les déjections est progressivement nitrifié, outre les vers de terre, d'autres groupes d'animaux du sol participent à la disponibilité de l'azote pour les plantes. Les nitrates, issus de l'ammonium excrété par les protozoaires, sont suspectés d'influencer l'architecture racinaire (Forde, 2002).

Les collemboles sont également reconnus pour leur contribution à la dynamique de l'azote (Hedde, 2018), les interactions entre invertébrés de différents niveaux trophiques complexifient grandement les processus d'après Kaneda & Kaneko (2008).

Les organismes du sol produisent des agrégats par ingestion de sol combiné à de la matière organique prélevée en surface. Ces fractions minérales et organiques ingérées sont mixées lors du transit dans le tube digestif des organismes et excrétées sous la forme de déjections, dans le sol ou en surface. Leurs propriétés dépendent des groupes biologiques, de la localisation de la ressource trophique et des conditions pédoclimatiques (Binet & Le Bayon,

1999). Ainsi, des expériences au terrain montrent que l'absence de vers de terre conduit à une hausse de la densité apparente (Clements *et al.*, 1991). La production de ces agrégats agit sur la régulation hydrique, tant sur le ruissellement que sur la rétention en eau du sol. (Hedde, 2018).

Les invertébrés agissent sur la stabilité des agrégats. Par exemple, les lombriciens stimulent l'activité microbienne et enrichissent en carbone organique leurs déjections, ce qui augmente la taille et la stabilité des agrégats (Fonte *et al.*, 2007). Mais cette action varie dans le temps : ainsi les déjections récemment produites sont peu stables, alors qu'elles sont plus stables que le sol environnant lorsqu'elles sont plus âgées (Milleret *et al.*, 2009 ; Shipitalo & Protz, 1989). L'influence des lombriciens sur l'agrégation est aussi conditionnée par les espèces lombriciennes et de leurs interactions, il est nécessaire de prendre en compte l'effet spécifique des plantes (Pérès *et al.*, 2013). En effet, ces dernières agissent directement sur la stabilisation des agrégats via leur système racinaire, mais aussi indirectement en modifiant la teneur en carbone organique, et les activités microbiennes et lombriciennes des sols.

L'activité fouisseuse des vers de terre va aboutir à la création de macropores sous la forme de galeries et de logettes qui peuvent représenter 5% du volume du sol dans certains cas, et jusqu'à 1 km par m² de sol (Kretzschmar, 1982). Ces galeries ont un rôle très important dans le fonctionnement hydrique des sols car elles vont constituer des voies d'écoulement préférentiel pour l'eau et ses solutés (Hedde, 2018).

Beaucoup d'invertébrés se nourrissent de graines au sol comme les carabiques, les vers de terre ou les limaces (Eisenhauer *et al.*, 2010) ce qui participe à la régulation des adventices (hedde, 2018) Honek *et al.*, (2003) ont déterminé au laboratoire, et extrapolé grâce à des observations au champ, un taux de prédation moyen des graines par les carabiques à plus de 1000 graines m⁻² j⁻¹ Selon van Geem *et al.* (2013) il devient donc nécessaire d'appréhender la réponse de la plante aux bioagresseurs dans un réseau d'interactions faisant intervenir plusieurs niveaux trophiques à la fois édaphiques et aériens. Il existe très peu d'études prenant en compte toutes ces interactions.

Le rôle des animaux du sol sur les interactions entre plantes a fait l'objet d'un nombre croissant d'études, De nombreux auteurs démontrent que les effets des animaux du sol varient en fonction des types de plantes (Zaller *et al.*, 2011). Par exemple, les collemboles

ont un effet positif plus marqué sur les herbacées dicotylédones non fixatrices que sur les graminées ou les légumineuses, d'autre part, les rhizophages altèrent les peuplements végétaux en consommant certaines racines plutôt que d'autres (Hedde, 2018).

Tableau 1. Synthèse des fonctions essentielles jouées par les organismes vivants du sol (D'après Girard *et al.*, 2005).

Fonctions	Organismes impliqués
Décomposition de la matière organique	Invertébrés détritivores, champignons, bactéries, actinomycètes
Recyclage des nutriments	Principalement micro-organismes et racines, quelques invertébrés du sol et de la litière
Echanges gazeux et séquestration du carbone	Principalement micro-organismes et racines, carbone protégé dans les agrégats créés par la méso et macrofaune
Entretien de la structure du sol	Invertébrés fousseurs, racines, mycorhizes, autres microorganismes
Régulation des processus hydrologiques du sol	Invertébrés fousseurs, racines
Relations symbiotiques et asymbiotiques avec les plantes et leurs racines	Rhizobium, mycorhizes, actinomycètes, autres micro-organismes de la rhizosphère, fourmis
Détoxification du sol	Principalement micro-organismes
Suppression des nuisibles, des parasites et des maladies	Plantes, mycorhizes, autres champignons, bactéries, nématodes, collemboles, vers de terre, prédateurs
Sources d'aliment et de médicaments	Racines, insectes, vers de terre, vertébrés et leurs sous-produits

Dû à l'intensification des activités humaines, les sols subissent de nouvelles évolutions et des perturbations plus ou moins réversibles de leurs propriétés (Barles *et al.*, 1999).

Depuis plus de quinze ans, l'intérêt pour la composante biologique des sols augmente, pour des questions liées à la connaissance et à la protection de cette biodiversité encore méconnue. Plusieurs projets européens ont pour objectif de développer et de valider des méthodes d'accès à cette information biologique.

Ces études ont montré que la faune du sol pouvait être utilisée comme bioindicateurs de pollution des sols. Ce concept a été élargi dans les années 2000, et la faune du sol est utilisée pour évaluer la qualité biologique des sols. Le concept de qualité des sols est régulièrement débattu et on retiendrai trois notions clés :

- (i) la qualité est liée à un certain nombre de fonctions, comme celle de production de biomasse, de régulation des flux d'eau, de support de biodiversité, de filtre et d'échange ; ces fonctions permettent de rendre différents services écosystémiques.
- (ii) la qualité est fortement dépendante du point de vue de l'utilisateur : il est clair qu'un agriculteur s'intéressera aux critères de productivité et de conservation de cette capacité à produire de la biomasse, alors qu'un naturaliste y percevra essentiellement un réservoir de biodiversité.
- (iii) La qualité biologique d'un sol dépend de son propre potentiel, qui s'équilibre en fonction des conditions abiotiques existantes et des interactions entre les organismes (facilitation, mutualisme, compétition, ...). Ces indicateurs ont pour objectif de renseigner de l'état biologique des sols en s'intéressant à plusieurs échelles d'observation (infra-individu, individu, population, communauté). Beaucoup affichent des relations avec des fonctions écologiques des sols : bioturbation, recyclage du C et des nutriments ou encore biocontrôle.

À l'instar des paramètres physico-chimiques, l'établissement de valeurs indicatives pour les organismes vivants est ainsi une nécessité si l'on veut définir un seuil critique de dégradation d'un sol impliquant une perte d'une ou plusieurs fonctionnalité(s) (Amossé, 2014). Bien que les bioindicateurs de l'eau et de l'air soient utilisés en routine, il n'en est pas de même pour les bioindicateurs des sols, notamment à cause de la complexité de ces derniers (Hodkinson & Jackson, 2005; ADEME, 2012 ; Havlicek, 2012). Ceci peut

s'expliquer qu'à la différence de l'air ou de l'eau, l'impact d'une modification sur le sol n'est généralement pas directement perceptible. Aussi, les citoyens, les décideurs ou les aménageurs apprécient mal les caractéristiques des sols (Gobat *et al.*, 2013).

Le développement de bioindicateurs d'anthropisation est une nécessité (Ramade, 2002 in Gobat *et al.*, 2013). Ces indicateurs globaux permettent l'évaluation, par l'intermédiaire des modifications intervenues dans la composition des communautés à différents niveaux trophiques, de l'influence des perturbations anthropiques (remaniement, apports de matériaux exogènes, tassement, etc.) sur le fonctionnement des sols. Le terme de perturbation est un concept vague qui englobe une diversité de situations, qu'elles soient naturelles ou anthropiques. Il est souvent défini en fonction du contexte et des objectifs de chaque étude. (Amossé, 2014).

IV.1. Relations entre la diversité de la faune du sol et le fonctionnement du sol

Avec l'accroissement de l'intérêt porté à la biodiversité et à son rôle dans les écosystèmes, de nombreux écologistes du sol se sont penchés sur le lien potentiel existant entre la biodiversité de la faune et les processus écologiques (Bardgett *et al.*, 2005; Coleman & Whitman, 2005; Huhta, 2007).

IV.1.1 La notion de diversité fonctionnelle

Dans certains cas, l'augmentation du nombre d'espèces d'un même groupe taxonomique ou trophique peut aboutir à une augmentation de l'intensité des processus. Par exemple, il a été démontré que la minéralisation de l'azote peut diminuer avec une communauté complexe de faune présentant des prédateurs par rapport à une communauté n'en présentant pas (Cortet *et al.*, 2002). La diversité de l'écosystème, et encore plus lorsqu'elle est considérée comme un facteur d'influence des mécanismes de fonctionnement de l'écosystème, signifie une diversité d'assemblage qui ne se limite pas seulement à la diversité spécifique (Swift *et al.*, 2004). Il a en effet été mis en évidence l'importance d'envisager la diversité faunistique sous l'angle d'une diversité fonctionnelle pour mieux satisfaire les critères scientifiques (Walker, 1992).

La classification linnéenne est basée sur la phylogénie et non sur la fonctionnalité des espèces au sein de l'écosystème. Ainsi deux taxons très éloignés phylogénétiquement peuvent avoir des fonctionnalités proches (e.g. diplopedes et isopodes).

Deux mécanismes constituent les piliers de cette notion de diversité fonctionnelle :

- Il existe des complémentarités ou facilitations entre espèces, qui aboutissent à une augmentation de l'intensité du processus considéré de l'écosystème au-delà de la somme des effets monospécifiques individuels sur ce même processus (Hedde, 2006; Heemsbergen et al., 2004; Postma-Blaauwa et al., 2006).
- Il existe des espèces clés très performantes vis-à-vis des processus, appelées « key components » (Schulze et Mooney, 1994). Ainsi, si on augmente de manière aléatoire le nombre d'espèces d'une communauté, on augmente la probabilité que la communauté contienne une de ces espèces, dont en position préférentielle les vers de terre (Huhta, 2007).

IV.1.2 Les classifications fonctionnelles

La faune du sol pris sous l'angle d'un facteur d'influence des processus du sol a fait l'objet d'une classification fonctionnelle (Lavelle, 1997) qui contient trois groupes basés sur leur capacité à créer des structures biogéniques et leur relation avec la microflore du sol :

- Les micro-prédateurs : ces prédateurs régulent les communautés de microorganismes. Ce sont essentiellement des protozoaires et/ou nématodes.
- Les décomposeurs : ils fragmentent et consomment des matières organiques provenant essentiellement de la litière. Par ces deux activités, ils contribuent à réguler le cycle de la matière organique en créant des biostructures hologéniques qui sont favorables aux microorganismes et à leur activité de dégradation. Ce sont certains acariens (Oribates), des collembolles, certains vers (épigés et anéciques), des enchytréides, des isopodes, des insectes.
- Les ingénieurs de l'écosystème : ils consomment de la matière organique et de la matière minérale du sol, créant ainsi des structures organo-minérales : les galeries qui résultent de la consommation de sol, les turricules qui sont les produits de la digestion et les « middens » ou modexis (Decäns *et al.*, 2001) qui résultent du transport de mélange de particules de sol et de matière organique décomposée et/ou de litière (Brown *et al.*, 2000). Parmi les invertébrés du sol, les vers de terre jouent un rôle majeur. Ils ont une grande influence sur les processus physiques, chimiques et biologiques du sol et sont considérés comme les principaux ingénieurs de l'écosystème du fait du caractère homogène de leur déplacement dans le sol (Jouquet *et al.*, 2006).

Les groupes écomorphologiques ont été développés au sein d'un même taxon pour certains taxons tels que les collemboles et les vers. Ces classifications mettent en relation des traits écologiques avec des traits de taille.

On distingue par exemple, chez les collemboles (Gisin, 1943), les épiédaphiques qui vivent à la surface et dans la litière. Ils vivent dans des milieux instables mais pourvus de nombreuses ressources. Ils sont gros, avec des grandes antennes et pattes, des ocelles pigmentés et sont résistants à la dessiccation. Ils recolonisent très vite les sols défaunés. Leur stratégie démographique s'apparente à la stratégie r (MacArthur et Wilson, 1967), stratégie adaptée aux milieux instables à reproduction et mortalité élevées.

Les euédaphiques vivent dans les pores des horizons plus profonds. Ils vivent donc dans des milieux stables mais faibles en ressources. Ils ne sont pas pigmentés et ont des pattes et des ocelles réduits. Leur stratégie démographique s'apparente à la stratégie K (MacArthur et Wilson, 1967), stratégie adaptée aux milieux stables à reproduction et mortalité faibles.

Enfin, les hémiedaphiques ont des critères des deux groupes sans les posséder tous en même temps. Toutefois, ces limites ne sont pas franches et les caractéristiques décrites ci-dessus sont très malléables.

En effet, la distribution verticale des collemboles dépend beaucoup de la microstructure du sol, de l'humidité relative et de la disponibilité des ressources (Haarlov, 1955). De la même manière, on distingue chez les vers (Bouche, 1972), les épigés qui vivent dans la litière et la consomment ainsi que les microorganismes qui s'y trouvent (Brown *et al.*, 2000). Les anéciques vivent dans des galeries verticales permanentes et consomment des matières organiques liées à de la matière minérale et participent à l'enfouissement de la litière en profondeur (Brown *et al.*, 2000). Enfin, les endogés vivent essentiellement dans les galeries verticales et horizontales temporaires qu'ils creusent afin de consommer exclusivement la matière organique du sol. Ils sont apigmentés et géophages. Un ver endogé ingère en effet 5 à 30 fois son poids par jour du fait du faible taux d'assimilation de carbone ingéré (8-19%). Il produit également une grande quantité de mucus qui est un stimulateur microbien (Brown *et al.*, 2000). Leur stratégie démographique s'apparente à la stratégie K (Lavelle & Spain, 2001).

Chez de nombreux taxons, il n'existe pas de classification en catégories écologiques, car ils exploitent les ressources du sol de manière assez homogène (Lavelle & Spain, 2001). C'est le cas par exemple des enchytréides.

V. Les facteurs affectant la biodiversité de la faune du sol

La biodiversité de la macrofaune du sol dépend de nombreux facteurs biotiques et abiotiques, agissant à des échelles temporelles et spatiales très variables (Ettema & Wardle 2002). D'après Lavelle (1987) ces facteurs interagissent de manière hiérarchique, de telle sorte que les facteurs agissant à grande échelle sont modulés localement par les facteurs agissant à petite échelle (**Fig.2**), dans ce modèle, interviennent par ordre d'importance, le climat, les propriétés physico-chimiques du sol, les propriétés physico-chimiques des ressources (végétales ou animales), et enfin les interactions entre la macrofaune du sol et la microflore (**Fig.2**)

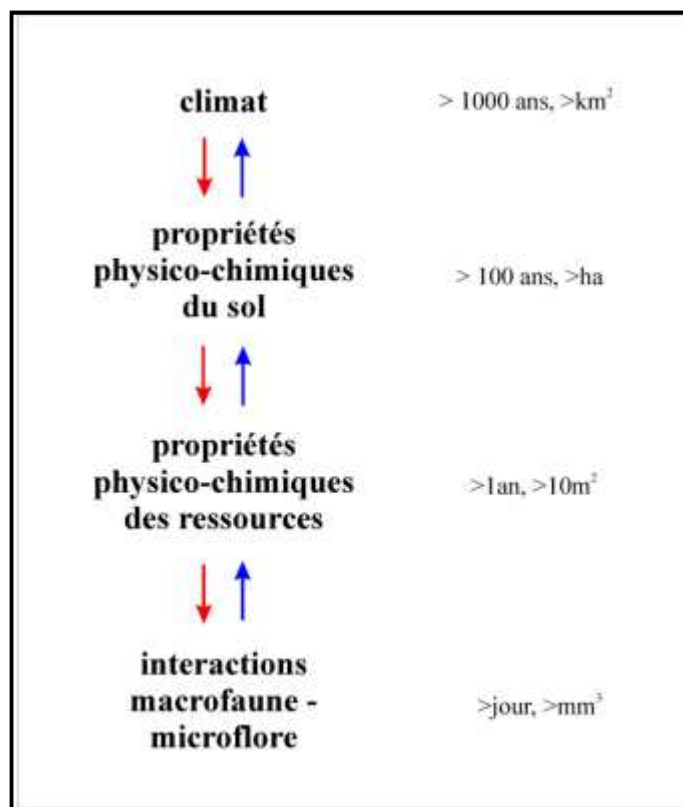


Figure 2. Modèle hiérarchique des facteurs déterminant le fonctionnement du sol (Lavelle , 1993).

A très grande échelle la variation de la diversité de la macrofaune du sol en fonction de la latitude, et donc du climat, est très marquée, avec une diversité bien plus élevée vers l'équateur (Giller, 1984). Aux Etats Unis, la densité des fourmis en forêt est corrélée avec la latitude du Massachusetts au Vermont (Gotelli & Ellison, 2002).

La macrofaune du sol peut également être influencée par les propriétés physico-chimiques du sol (Curry, 1987 ; Lavelle *et al.*, 1997 ; Radford *et al.*, 2001). Le gradient en qualité de la matière organique du sol, depuis la surface vers la profondeur, serait à l'origine des stratégies différentes de développement des vers de terre (vers de terre anécique, épigés et endogés) (Bouché, 1977).

Le type d'occupation du sol affecte énormément la biodiversité de la macrofaune du sol (Lavelle & Spain 2001 ; Fragoso *et al.*, 1999).

La présence de microhabitats comme les souches d'arbre ou les cailloux (Goldsbrough *et al.*, 2003), la structure de la végétation (Mrzljak & Wiegleb 2000), la profondeur de sol (Phillipson *et al.* 1976), ou l'humidité (Edwards, 1998) influencent la macrofaune du sol.

Matériels et méthodes

1. Etude du milieu

Cette partie du travail a pour objectif de situer géographiquement la région d'étude et de connaître ses différentes caractéristiques abiotiques et biotiques, sous une perspective environnementale et écologique.

I.1 Description de la zone d'étude

Le concept de station forestière a été introduit et développé dans les années soixante par Philippe Duchaufour (Charnet, 2018), par la suite, divers organismes forestiers ont donné la définition suivante : « étendue de terrain de superficie variable, homogène dans ses conditions physiques et biologiques (topographie, composition floristique et structure de la végétation spontanée, sol...etc).

I.2 Situation géographique et climatologie locale de la station forestière Ainseur

L'étude est menée au niveau de la station de El Ainseur de la forêt de Béni Ghobri, administrativement dépendante de la conservation des forêts de Tizi-Ouzou. Elle est située à l'est de la wilaya de Tizi-Ouzou à environ 55 Km à l'Est du chef-lieu de la wilaya, couvrant une superficie de 5720 Ha (Messaoudene *et al.*, 2008). (**Fig. 3**)

Cette forêt est une zone montagneuse présentant une grande diversité topographique avec un relief très accidenté et s'articule au tour d'une succession de lignes de crêtes orientées NNE et WSW. Cette forêt repose sur un substrat géologique constitué de grès numidien intercalé d'une mince couche d'argiles sous numidiennes et de flyschs massylien à micobrèche (Messaoudène, 1989).

La forêt de Beni Ghobri est limitée au Nord par une ligne de crêtes qui la sépare de la forêt Tamgout et par l'oued d'Acif El Hammam, au Sud par les villages Cheurfa n'Bhloul, Assiakh Bouada et Chebel à l'Est par la forêt d'Akfadou à l'Ouest par de vastes plantations d'oliviers (Mimoun, 2006).

La forêt de Yakouren est caractérisée par une tranche pluviométrique importante de l'ordre de 1073,93 mm/an. La répartition annuelle des précipitations est très irrégulière (Allili, 2006). Cette forêt est soumise, comme toutes les forêts algériennes à la loi 84-12 qui leur confère la caractéristique de protection et production.

1.3 Ecologie du chêne zéen

Le chêne zéen

Du point de vue systématique le chêne zéen appartient à :

Embranchement:	Spermaphytes
Sous –embranchement:	Angiospermes
Classe:	Dicotylédones
Ordre:	Fagales
Famille :	Fagacées
Sous-famille :	Quercinées
Genre :	Quercus. L
Espèce :	Quercus canariensis

C'est une espèce semi-caducifoliée, à feuille marcescentes pouvant persister jusqu'au printemps suivant. Elles sont abovales ou lancéolées, et plus au moins auriculées. A la base, le limbe forme 10 à 12 paires de lobes mucronés, réguliers arrondies ou obtus, à nervures principales saillantes à la face inférieure. Elles ont une longueur de 5 à 20 cm et une largeur de 4 à 12 cm (Rahmani, 2012).

Exigences écologiques du chêne zéen

Le chêne zéen exige annuellement plus de 800 mm de pluies (Boudy, 1955), et ne prenant son développement optimal que dans les zones recevant 1000 mm et plus. La nébulosité et le brouillard favorisent son développement. Il résiste bien aux vents violents et aux neiges abondantes. Quant aux températures, il supporte un froid allant jusqu'à -8 °C (Bouazza, 2021). Il peut se développer dans le subhumide frais et il n'est pas absent dans l'humide chaud, son optimum de production est atteint dans le supra méditerranéen (Quézel & Medail, 2003).

Les chênes caducifoliés sont généralement peu sensibles à la composition chimique des substrats et à la nature du sol (Quezel *et al.*, 2003). Toutefois, ils préfèrent les sols plus au

moins évolués qu'ils ont contribué à constituer. Le Chêne zéen prospère beaucoup dans les substrats à grés numidiens. Et, il s'accommode dans les sols siliceux et profonds.

Selon Emberger (1939), le chene zéen ne tolère pas les sols peu profonds. Cette essence se développe sur presque tous les substrats à l'exception des argiles, des roches dures et les sols salés (MAIRE ,1926). Il est réputé calcifuge en Espagne méridionale (Martinez & Piennardo, 1987 ; Tonnero *et al.*, 1998 in Quézel *et al.*, 2003).

Le Chêne zéen craint l'hydromorphie, même temporaire, c'est ce qui explique son bon développement sur les sols bruns lessivés (Messaoudene, 1989).

Dans la forêt d'Ath Ghobri, le Chêne zéen se localise dans les endroits à forte et moyenne pentes sur sols acides de type (A C) et (AB_tC) (Ferrahi, 2004).

I.3. Végétation sous la zeeanaie de Ainseur

La couverture végétale de la station étudiée est diversifiée et correspond à 16.5 % de la flore d'Algérie du Nord comme l'a décrite Belili, (2003). Le chêne zéen est l'essence dominante de cette forêt, jusqu'à 1 646 m d'altitude, où il occupe environ 45 % de la superficie boisée.

- Strate Arborescente composée par *Quercus canariensis* (chêne zéen) à coté du chêne liège.
- Strate arbustive est plus abondante composée essentiellement de : *Cytisus triflorus*, *Erica arborea*, *Rubus ulmifolius*, *Viburnum tinus*, *Genista tricuspida*, *Cistus monspeliensis*, *Calycotome spinosa*, *Arbutus unedo*, *Lavandula stoechas*, *Myrtus communis* et *Asphodelus microcarpus*. (**Fig. 4**).
- Strate herbacée est composée principalement de graminées, des fougères et des lianes..

a : *Alysson maritime*

b : *Quercus canariensis*

c : *Erica arborea*

d : *Cistus monspeliensis*

e : *Rubus plicatus*

f : *Cytisus triflorus*

Figure 4. La végétation dans la station d'El Ainseur (cliché BADKOUF 2021).



I.4. Couverture pédologique

L'aspect géomorphologique de la forêt étudiée montre un relief très variable et accidenté (Ferrahi, 1994). Les sols sont acides et présentent une texture limono-sableuse (Messaoudene et *al.*, 2008). Ces sols forestiers sont évolués, de profondeur supérieure en général à 50cm, de type brun lessivé. L'humus est un mull forestier, à pH acide, caractérisé par un rapport C/N satisfaisant donnant une bonne minéralisation (Bouzelha, 1997).

II. Echantillonnage

II.1. Méthode d'extraction des invertébrés du sol

Afin de récolter la faune du sol, les prélèvements ont été effectués tout en suivant la méthode du quadrat proposée par Coineau (1974). Pour cela nous avons utilisé le matériel suivant :

- Un quadra en bois de 25/25cm et de 10cm de hauteur.
- Une règle graduée pour mesurer les différentes profondeurs.
- Un piochon.
- Une grande bâche en plastique pour récolter le sol prélevé et trier les invertébrés sur place.
- Des sachets étiquetés pour mettre les échantillons dedans et assurer leur transport. (**Fig. 5**)
- Des flacons contenant de l'éthanol à 70° (pour conserver la faune récoltée). (**Fig. 5**)

II. 2. Stratégie d'échantillonnage

II. 2. 1. Choix de la station

En raison de la grande variété des espèces présentes dans le sol et de l'hétérogénéité des biotopes en général, il faut délimiter correctement l'aire de prélèvement (Pesson, 1971 : Gobat *et al.*, 1998).

Selon Pesson (1971), la station doit être la plus homogène, elle est choisie en fonction de quatre critères d'homogénéité pédologique, floristique, topographique et climatique.

II. 2. 2. Période d'échantillonnage

L'échantillonnage s'effectue en période printanière: le 11 avril 2021, étant donné que cette dernière est caractérisée par la colonisation et l'abondance particulières des individus (Pesson, 1971 et Gobat *et al.*, 1998).

L'échantillonnage a été effectué sous les différents arbres après avoir marqué les arbres selon un échantillonnage aléatoire, le choix de cette période d'échantillonnage doit être indépendante des perturbations liées aux aléas climatiques et des pratiques anthropiques (Aubert, 2002).

II. 2. 3. Procédure d'échantillonnage

Sous chaque arbre, la superficie n'excède généralement pas les 100m² (Pesson, 1971). A l'intérieur de celle-ci, nous nous positionnons et lançons au hasard le quadrat, l'endroit où celui-ci tombe fait l'objet du premier prélèvement. Le nombre de prélèvements peut être petit et leur dimension relativement grande (Healy, 1962 ; Lamotte & Bourlier, 1978).

Nous proposons six échantillons dans une zénaie (l'aire de prélèvement) pour chaque échantillon, trois niveaux sont récoltés :

Figure 5. Etapes d'extraction des macro-invertébrés (cliché BADKOUF, 2021)



-N₁ pour la litière.

-N₂ pour la première couche du sol allant de 0 à 10cm.

-N₃ pour la deuxième couche du sol allant de 10 à 20cm.

- Positionnement du quadrat.
- Extraction du sol.
- Tri et dénombrement de la litière sur une bâche en plastique.
- Tri et dénombrement d'un horizon sur une bâche en plastique.

- e. Conditionnement de la terre dans des sachets pour les analyses physico-chimiques.
- f. Conditionnement des macro-invertébrés récoltés dans des pilluliers.
- g. Identification des macro-invertébrés avec une loupe binoculaire et une clé d'identification.

Nous récoltons toute la litière N_1 contenue dans le quadrat dans un sachet en plastique étiqueté. Nous creusons à l'intérieur du quadrat, la terre jusqu'à atteindre les 10cm de profondeur (N_2). Toute la terre recueillie est déposée sur le plastique, les individus visibles à l'œil nu sont immédiatement récupérés dans un tube contenant de l'alcool à 70°, seul un échantillon d'environ 2kg sera mis en sachet étiqueté et acheminé au laboratoire. Nous procéderons de la même manière pour le niveau N_2 , et les autres échantillons.

II. 2. 4. Extraction des invertébrés

La diversité de la faune du sol ne permet pas l'utilisation d'une seule méthode d'extraction. Certaines techniques ne sont utilisables que pour les organismes d'une certaine taille, plusieurs méthodes ont été proposées pour extraire la faune au laboratoire. Dans notre étude nous avons utilisé la méthode la plus simple, qui consiste à prélever que les macroinvertébrés sur le terrain.

II. 2. 5. Tri et dénombrement des animaux

Le tri consiste à identifier les macro-invertébrés du sol sous loupe binoculaire et à l'œil nu, les compter et les classer par groupes fauniques dans des boites de pétri contenant de l'alcool à 70°. (**Fig. 5**)

II. 2. 6. Détermination

Pour la détermination des différents groupes fauniques, nous nous sommes basés sur plusieurs ouvrages qui utilisent des clés concernant les caractères morphologiques du corps comme : les pièces buccales, le nombre de pattes, la forme des yeux, leur couleur et la taille. Vu la grande diversité taxonomique des groupes fauniques, leur détermination s'est limitée aux ordres. (**Fig. 5**)

III. Analyses physiques et chimiques des sols étudiés

Après avoir la lithotoposéquence de la Zeenaie étudiée, les sols prélevés selon les profondeurs sont acheminés vers le laboratoire. Ils sont séchés à l'air libre dans un endroit propre et aéré. Par la suite, ils sont conditionnés après tamisage au crible de 2 mm. Les méthodes d'analyse de sols choisies sont standards (Afnor, 1994 ; Cambier *et al.*, 2009).

III.1. Potentiel d'hydrogène (pH)

Cette caractéristique issue de la théorie chimique, rend compte de la concentration en ions hydrogènes H^+ d'une suspension de terre dans l'eau avec un rapport sols /eau de 1/5 (ISO 10390, 2021), pour l'acidité actuelle (pH_{eau}). Vu la nature des sols nous avons aussi déterminé l'acidité potentielle (pH_{KCl}), afin d'apprécier le taux de saturation du complexe d'échange. (Fig. 6)

Figure 6. Mesure du pH du sol (Cliché BADKOUF, 2021)



- a. Ph metre
- b. Préparation de toutes les solutions avant la mesure
- c. Agitation de la solution avec un agitateur
- d. Ajout de 1.86g de KCL

II.2. Carbone organique

Le taux de carbone organique dans le sol a été mesuré par la méthode de perte au feu. C'est une détermination pondérale basée sur la calcination de la matière organique totale en condition sèche. Telle qu'elle a été décrite par Mathieu et Pieltain (2003). (**Fig. 7**)

Le taux de carbone organique s'exprime en pourcentage, avec la formule suivante :

$$\text{Carbone (\%)} = \frac{M1-M2}{M1-M0} (100)$$

Figure 7. La mesure du carbone (cliché BADKOUF, 2021)



- a. Peser les creusets vides
- b. Peser 5g de sol
- c. Etuve

- d. Laisser refroidir les échantillons dans un dessiccateur
- e. Four
- f. Balance de précision

VI. Analyse statistique

Afin d'interpréter et mieux comprendre nos résultats, nous avons utilisé deux analyses statistiques :

Une analyse de la variance à un seul facteur (niveau) pour chaque groupe faunistique par le test Student en utilisant le logiciel MiniTab. Cette analyse est proposée par Dagnelie (1975).

Une analyse des corrélations est réalisée avec le logiciel miniTab pour mettre en relief les corrélations. Cette méthode nous permet d'une façon synthétique de mettre en évidence les interactions entre les facteurs édaphiques (le pH et la matière organique) et la répartition des groupes faunistiques et même les interactions entre les groupes eux mêmes, donc elle donne une description des unités statistiques et des variables observées fondée sur l'étude des coefficients de corrélation qui nous permet de former des groupes homogènes et de déterminer le degré de signification des différences observées entre les traitements (Foucart, 1997).

Ces significations sont étudiées comme suit :

- Si la Probabilité $> 0,05$ la différence est non significative.
- Si la Probabilité $< 0,05$ la différence est significative.
- Si la Probabilité $< 0,01$ la différence est hautement significative.
- Si la Probabilité $< 0,001$ la différence est très hautement significative.

V. Exploitation des résultats par divers indices écologiques :

Les peuplements peuvent se définir par des descripteurs qui prennent en considération l'importance numérique des espèces qu'ils comportent. Il sera possible de décrire la biocénose à l'aide de paramètres telle la richesse spécifique, l'abondance, la dominance et la diversité (Ramade, 1994)

Indice de diversité de SHANON-WIENER :

L'indice de Shannon-Wiener est le plus couramment utilisé et est recommandé par différents auteurs (Gray *et al*, 1992). Selon Ramade (1984), Cet indice est une mesure qui permet d'évaluer la diversité réelle d'un peuplement dans un biotope, L'indice de Shannon convient

bien à l'étude comparative des peuplements parce qu'il est relativement indépendant de la taille de l'échantillon (Ramade, 2003).

L'indice de diversité spécifique (Indice de Shannon-Wiener) est élevé lorsque la richesse taxonomique est importante et la répartition des individus entre taxons est équilibrée. Un peuplement moins diversifié avec des espèces dominantes se traduit par des faibles valeurs de cet indice (Maqboul et al in Karrouch et Chahlaoui, 2009).

Il varie en fonction du nombre d'espèces, calculé par la formule suivante:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \text{Log}_2(P_i)$$

$$p(i) = n_i / N$$

p_i = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce

S = nombre total d'espèces;

n_i = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon;

N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

n_i : le nombre d'individus pour l'espèce i et N est l'effectif total (les individus de toutes les espèces)

H' : Indice de diversité(en bits)

Indice de Shannon élevé correspond a des conditions du milieu favorables permettant l'installation de plusieurs espèces chacun étant représentante par un nombre d'individus a peu près égale

Diversité maximale (H max)

Dans laquelle chaque espèce serait représentée par le même nombre d'individus (Ponel, 1983). Elle se calcule par la formule suivante:

$$H_{\max} = \log_2 S$$

Abondance relative (AR%) :

D'après (Blondel, 1979) la diversité n'exprime pas seulement le nombre d'espèces mais aussi leur abondance relative. (Faurie *et al.*, 1980) signalent que l'abondance relative s'exprime en pourcentage (%) aussi pour connaître l'espèce dominante. elle se présente par la formule suivante :

$$AR \% = n/N * 100$$

Résultats et discussion

I. Résultats

I.1 Caractérisation chimique des sols de la zénaie étudiée

I.1.1 Résultat de la mesure du carbone organique

Les sols sous zénaie sont riches en matière organique, nous observons une augmentation au niveau 2 (N2) avec un taux de 7,345, et un taux de 6,1333 en profondeur (N3) (Fig.8). L'analyse de la variance montre qu'il n'y a pas de différence significative (Fig.9).

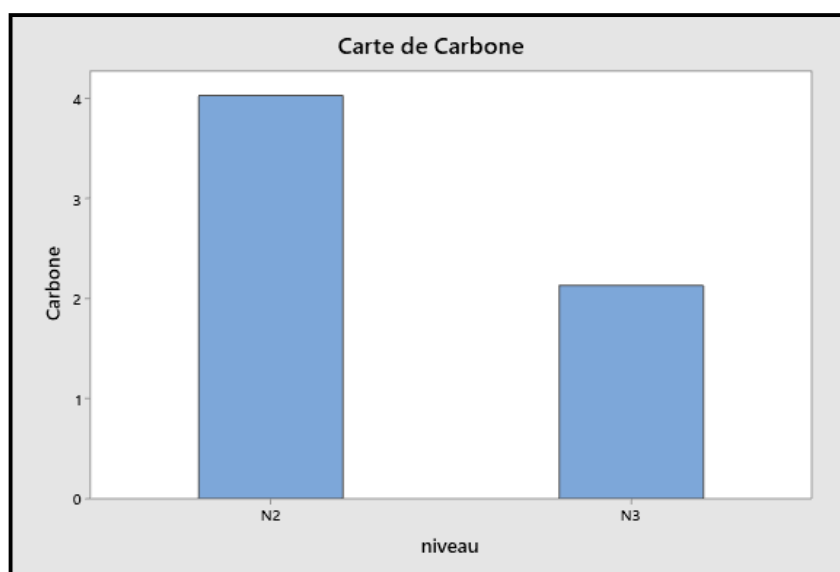


Figure 8. Variation des taux de carbone dans le sol en fonction de la profondeur

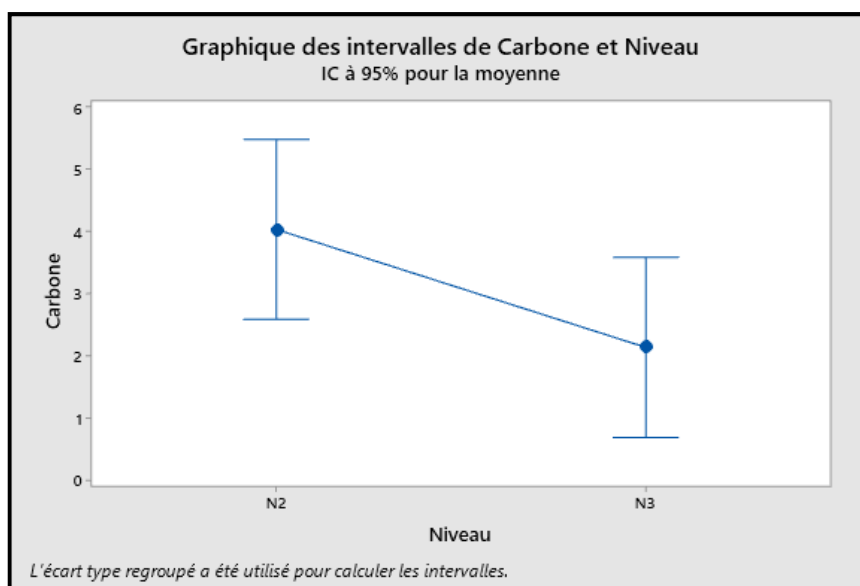


Figure 9. Graphique de l'écart type des intervalles de carbone en fonction de la profondeur

I.1.2 Résultat de la mesure du pH

Les résultats de la détermination de pH des sols, nous indiquent que les sols sous zenaie sont moyennement a fortement acides (**Fig. 10**). Un pH acide d'une valeur de 6,77 a été mesuré en surface (N1), une valeur inférieure égale à 6,545 a été mesurée dans un niveau plus profond (N2). L'analyse de la variance montre qu'il n'y a pas de différence significative (**Fig. 11**).

Figure 10. Variation des taux du pH dans le sol en fonction de la profondeur

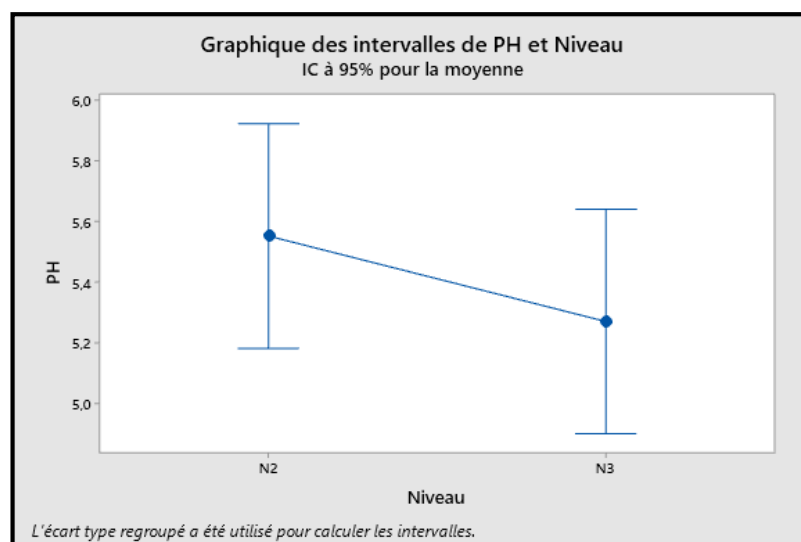
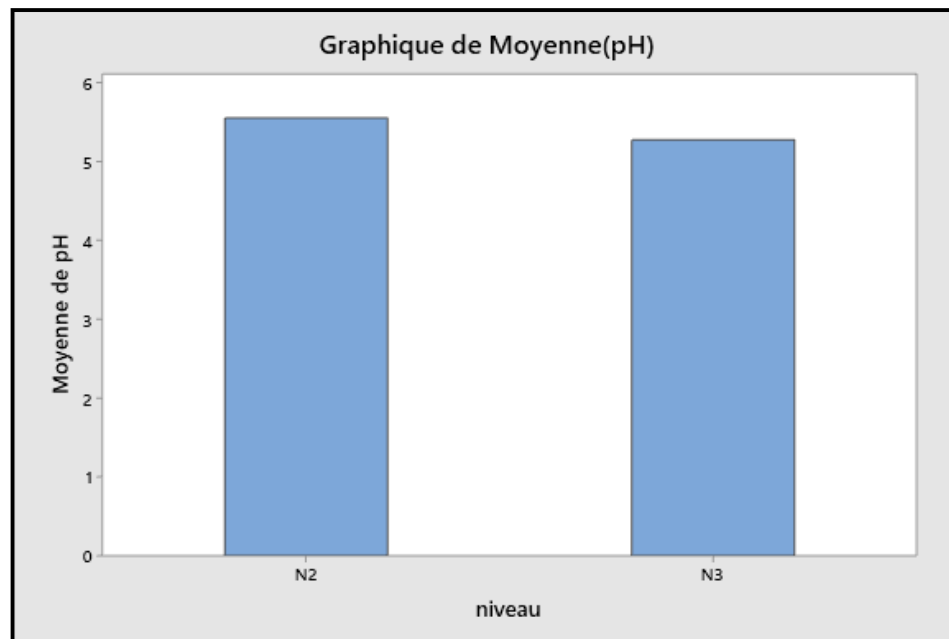


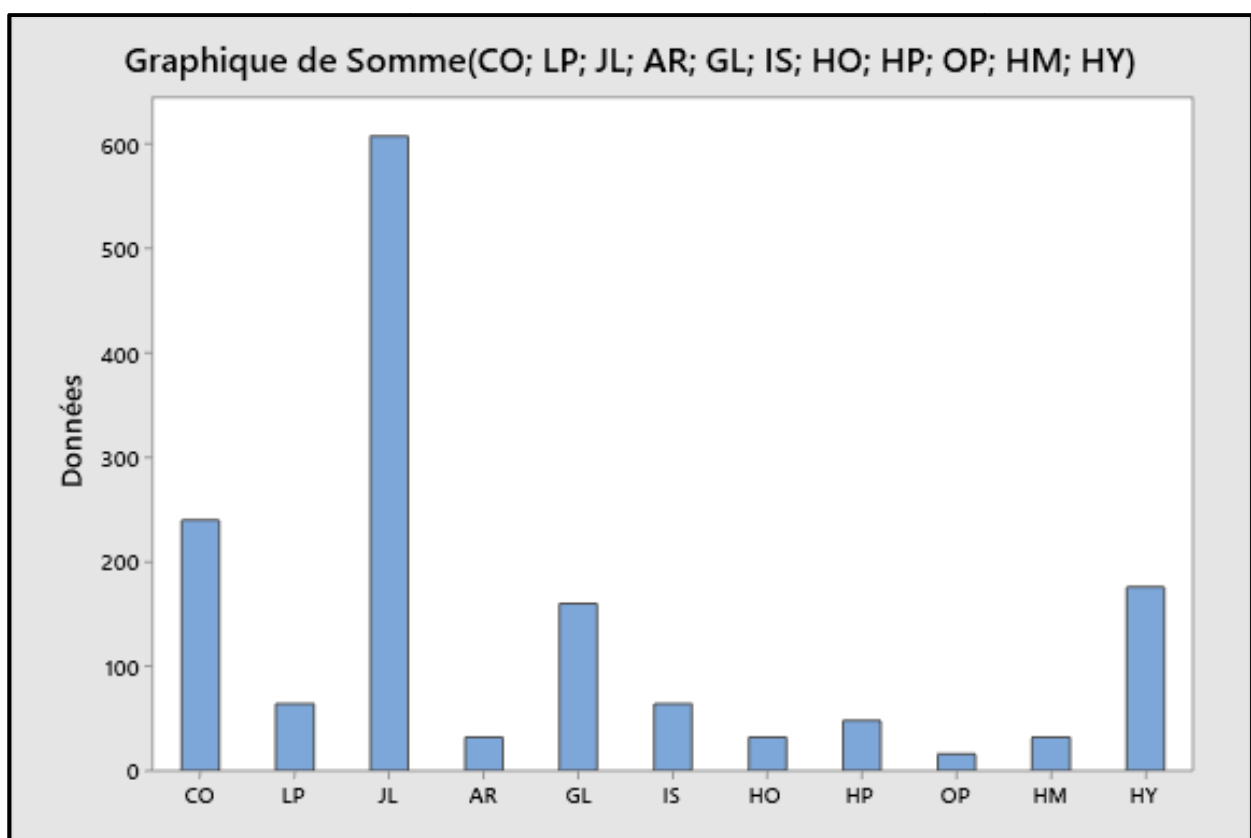
Figure 11. Graphique de l'écart type des intervalles du pH en fonction de la profondeur

I.2.2 Etude des invertébrés dans la zénaie étudiée

Un total de 2432 invertébrés est collecté sur six points de prélèvement effectués dans une futaie de chêne zeen. Dans un premier temps, la description et la classification des spécimens collectés ont permis de différencier 11 groupes faunistiques qui sont :

Coléoptère (CO), Lépidoptère (LP), Julidae (JL), Aranéides (AR), Glomeridae (GL), Isopode (IS), Homoptère (HO), Haplotaxidae (HP), Opisthopora (OP), Hémiptères (HM), Hysanoptera (HY). (Fig 12).

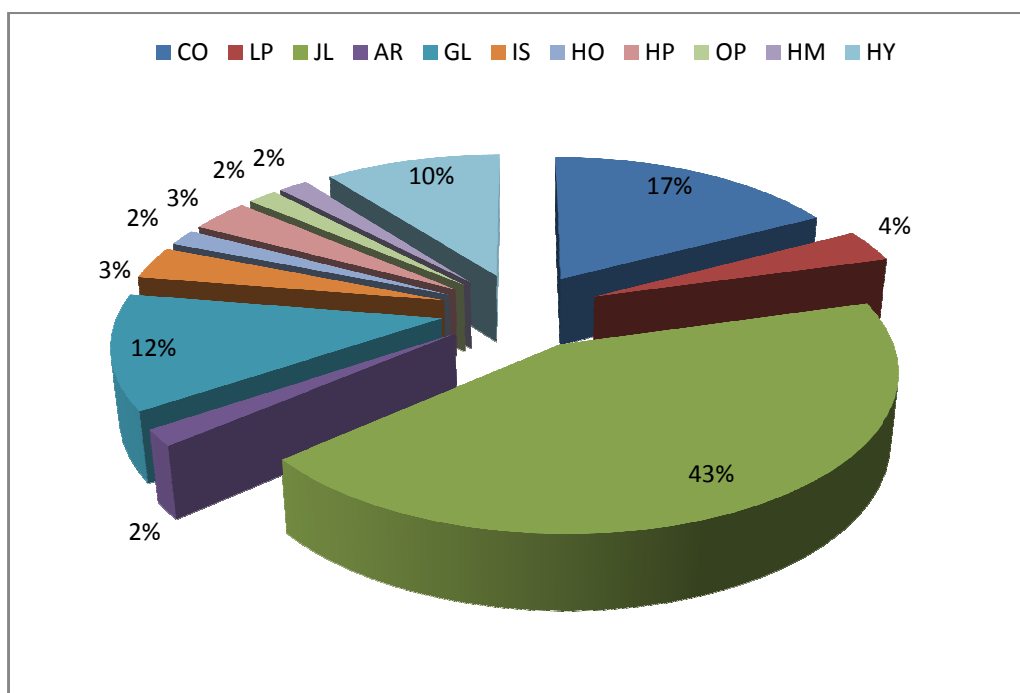
Figure 12. Abondance des individus recensés.



La figure 12 indique la distribution et l'abondance des invertébrés dans les sols de la zénaie étudiée. Nous remarquons que ces sols abritent plusieurs groupes faunistiques, de taille variable et diversifiée (Fig. 12).

L'inventaire indique une nette domination des Julidae et des Coléoptères qui représentent 87% du total contre 34% pour les Glomeridae. Les Hysanoptera représentent 5% suivi des isopodes, des Haplotaxidae, des Lépidoptères, des Opisthopora et des isopodes qui sont peu représentés dans cette futaie avec 1%, tandis que les Homoptères ne dépassent pas les 2% (**Fig.13**).

Figure 13. Abondance relative des individus recensés

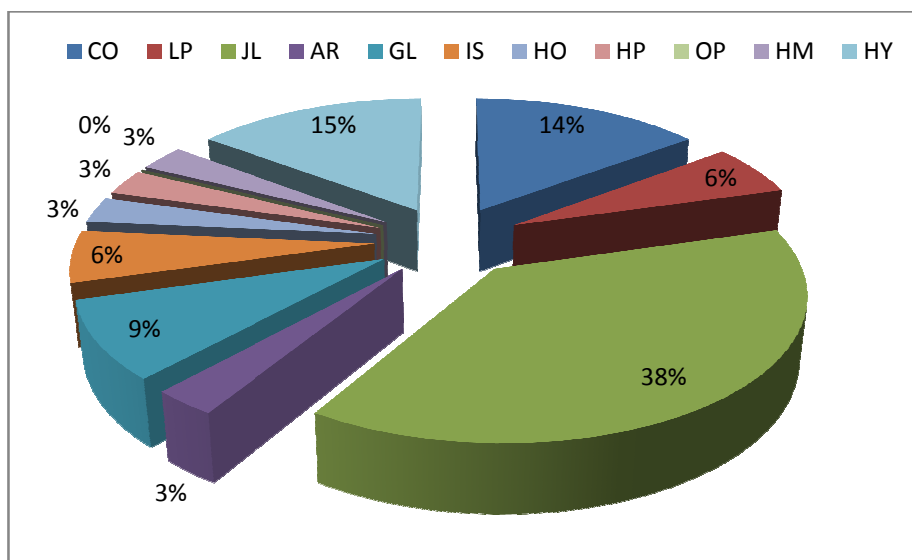


I.2.2.1 Abondance des invertébrés en N1

Le dénombrement des invertébrés en surface révèle un total de 200 ind/m², repartis en 10 groupes : Coléoptère (CO), Lépidoptère (LP), Julidae (JL), Aranéides (AR), Glomeridae (GL), Isopode (IS), Homoptère (HO), Haplotaxidae (HP), Hémiptères (HM), Hysanoptera (HY) (**Fig. 14**).

Le groupe des Julidae est le plus abondant avec 38%, suivi des Coléoptère avec 14%. Les Glomeridae, les Lépidoptères et les Isopodes sont moins abondants. Nous remarquons que les Homoptères, les Haplotaxidae, les Hémiptères, et les Hysanoptera sont peu abondants avec 3% seulement de la faune totale et inexistance totale des Opisthopora (**Fig. 14**).

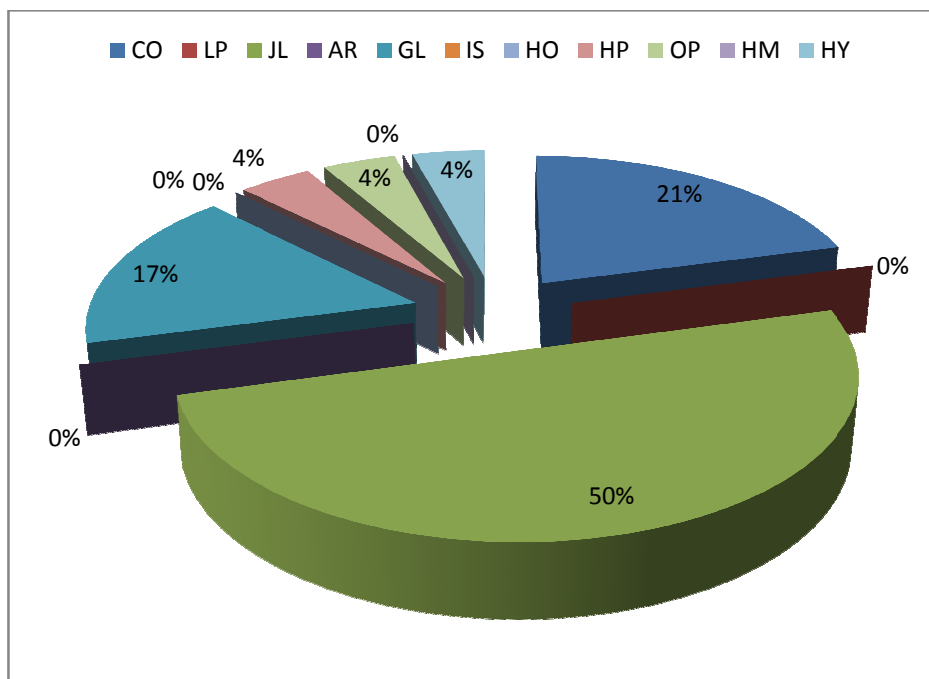
Figure 14. Abondance relative des invertébrés en surface



I.2.2.2 Abondance des invertébrés en N2

Un total de 300 ind. est enregistré. Les Julidae est le groupe le plus abondant avec 45%, suivi des Coléoptères avec 11% puis les Glomeridae qui représentent 13% de la faune total prélevée dans cette futaie. Les Hysanopteras, les Opisthoporas, les Haplotaxidaes et les sont les groupes les moins abondants avec 3% et absence totale des Aranéides, des Homoptères et des Hémiptères et des isopodes (**Fig. 15**).

Figure 15. Abondance relative des invertébrés en profondeur



I.2.3. Résultat d'analyse des corrélations entre les variables

En analysant la corrélation des invertébrés du sol de la station de Béni Ghobri (**Fig. 16**), nos résultats montrent qu'il existe une très forte corrélation entre les Haplotoxida et les coléoptères avec un coefficient r égal à 0,656, et entre les Hémiptères et les coléoptères. Une forte corrélation entre les Opisthopora et les Julidae avec un coefficient de corrélation r égal à 0,655. Nos résultats montrent encore une assez bonne corrélation toujours aussi positive avec r égal à 0.567 entre les Lépidoptères et les Aranéides. .

I.2.4 Etude indicielle

Il s'y ajoute le fait que les effectifs ne sont pas calculés pour les espèces, mais pour des unités taxonomiques qui regroupent un nombre d'espèces variable, et de toute façon pas connu pour toutes les unités

Dans cette partie nous établissons une analyse descriptive de la distribution des taxons cela à l'aide des indices écologique

Indice de Shannon Wiener :

Les valeurs de cet indice varient entre 0 et 4,5. Pour la station étudiée, le calcul de l'indice de diversité a révélé la valeur de 1,23.

On dira que la station est moyennement riche.

	CO	LP	JL	AR	GL	IS	HO	HP	OP	HM	TY	ph
Lépidoptère	-0,123											
JL	0,267	0,174										
AR	0,041	0,674	0,407									
GL	0,093	-0,043	0,436	0,146								
IS	-0,207	-0,135	0,159	-0,091	-0,204							
HO	0,787	-0,135	-0,090	-0,091	-0,204	-0,091						
HP	-0,123	0,400	-0,256	-0,135	0,216	-0,135	-0,135					
OP	0,290	-0,135	0,822	-0,091	0,496	-0,091	-0,091	-0,135				
HM	0,787	-0,135	-0,090	-0,091	-0,204	-0,091	1,000	-0,135	-0,091			
HY	-0,198	-0,162	-0,124	-0,109	-0,105	-0,109	-0,109	0,000	-0,109	-0,109		
ph	0,204	0,247	0,395	0,300	0,080	0,043	-0,042	0,266	0,212	-0,042	0,501	
Carbone	-0,265	0,555	0,218	0,594	0,060	-0,188	-0,239	-0,046	-0,073	-0,239	0,537	0,493

Figure 16. Résultat d'analyse des corrélations entre les variables

II. Discussion

Notre étude révèle une grande diversité taxonomique ; 11 ordres, repartis verticalement de manière hétérogène, ont été inventoriés dans le sol sous chêne zeen, en effet, la litière (N1) abrite une densité supérieure en invertébrés (200ind/m²) que le N2 (0cm-10cm) dont l'abondance ne dépasse pas 123ind/m², et absence totale en N3.

Globalement, la diversité reste faible (indice de Shannon égal à 3,45) sur l'ensemble de l'écosystème méditerranéen qui est considéré comme un hot-spot de biodiversité à l'échelle mondiale (Myers *et al.*, 2000).

Nous remarquons que l'abondance des macro-invertébrés diminue par effet de profondeur, en effet une diminution de la richesse spécifique en altitude a été démontrée dans plusieurs recherches, pour les vers de terre (Bouché, 1972), les collemboles (Loranger *et al.*, 2001). Chez les fourmis (Cole *et Jr.*, 1940); il a été démontré dans plusieurs études que les julidae et les coléoptères dominaient dans les premiers horizons du sol (Lindroth (1985 ; Coulis *et al.*, 2013) ce qui a été trouvé dans notre étude. Notons que des fourmis mobiles ont été observées mais n'ont pas été collectées à cause de leur forte mobilité.

La diminution de la richesse spécifique observée est probablement due aux variations des facteurs abiotiques du sol, il a été démontré que la distribution très hétérogène des organismes du sol est contrôlée par diverses variables des propriétés physico-chimiques du sol (Orgiazzi *et al.*, 2015). D'après Lavelle (1983), il est possible d'associer des espèces de faune du sol à des horizons particuliers et par conséquent à des gradients de température, de matière organique et de texture du sol.

D'après nos résultats, N2 abrite une plus grande abondance de macro-faune que le N3, il est aussi plus riche en matière organique, en effet, Hendricks *et al.*, 1986 ont affirmé que la présence de la matière organique fraîche (paillis ou résidus des plantes) sur la surface du sol stimule les différents groupes de la faune, principalement les décomposeurs. L'augmentation de la teneur en carbone en N2 par rapport au N3 est due à la présence de la macro-faune du sol, qui effectue le processus de dégradation dans les premiers centimètres du sol, et qui d'une autre part, produit de dioxyde de carbone (CO₂).

Nos résultats révèlent une absence totale des invertébrés en N3, en effet le processus de disparition de la source de nourriture organique (teneur en carbone) et les modifications

brusques des conditions abiotiques affecte profondément les propriétés structurales du substrat et, par extension, la faune du sol (Brussard *et al.*, 1993).

Notre étude révèle une acidification du sol en profondeur (N3 plus acide que le N2), l'oxydation de l'azote et le soufre de la matière organique introduit des protons dans le sol.

Il a été démontré par Lavelle *et al.* (1995) que la composition des communautés de la faune est affectée significativement par les pH acides des sols tropicaux. Par exemple, les auteurs montrent que les invertébrés de grande taille sont plus sensibles aux pH acides que les plus petits et que les arthropodes sont plus résistants que les vers de terre. Ainsi, l'acidification des sols va conduire à une élimination sélective d'une partie de la faune, ce n'est pas le cas dans notre étude, car d'après le test de corrélation effectué, la macro-faune du sol semble peu sensible aux variations du pH.

Cette étude nous a montré que les arthropodes sont abondants avec 09 ordres sur 11 qui ont été inventoriés dans la région. Ceci traduit l'importance déjà connue des Arthropodes dans le règne animal estimé actuellement à un million (Raven *et al.*, 2007) sur un million trois cent mille espèces connues (Campbell *et al.*, 2007).

Le test de corrélation a révélé l'existence d'une forte corrélation entre certains taxons, cela peut s'expliquer par les relations biotiques qui s'établissent entre les différents taxons. Les Hémiptères constituent des proies de choix pour d'autres insectes, notamment certains Coléoptères et Hyménoptères parasitoïdes sans compter d'autres arthropodes comme les araignées (Baille & Champagne, 1998).

En combinant cette hiérarchisation des facteurs du sol aux conséquences du changement planétaire (réchauffement climatique ou changement d'utilisation des sols) sur ces facteurs, on peut éventuellement prédire l'évolution des communautés et leur richesse face à ces changements.

L'abondance et la diversité des invertébrés édaphiques sont donc des indicateurs de la qualité du sol en effet ils sont très sensibles aux perturbations, qu'elles soient anthropiques, physiques ou chimiques (Trehen *et al.*, 1993).

Conclusion et perspectives

La forêt d'Ath Ghobri est peu connue sur le plan pédo-faunistique, ce présent est une contribution afin d'identifier les différents groupes taxonomiques d'invertébrés du sol sous zenaie, pour combler l'insuffisance en essayant de faire, en premier temps, un inventaire partiel des invertébrés récoltés lors de l'échantillonnage. L'étude visait également l'établissement d'une certaine corrélation entre les groupes d'invertébrés trouvés dans la localité étudiée et ainsi expliquer les paramètres écologiques à la base de ces relations.

L'étude a été réalisée dans le canton d'El Ainseur, où le chêne *Quercus* constitue l'espèce dominante, cette zenaie est soumise à de multiples perturbations d'ordre climatique et anthropique. Dresser un inventaire de la faune du sol dans cette forêt permettra d'établir un bilan non exhaustif sur l'état de santé de la forêt, donc du bio-fonctionnement de cet écosystème sylvicole.

Cette étude nous a permis de mettre en évidence un potentiel pédo-faunistique important dans la région, soit 11 ordres: Coléoptère, Lépidoptère, Julidae, Aranéides, Glomeridae, Isopode, Homoptère, Haplotaxidae, Opisthoptera, Hémiptères et Thysanoptera. La plupart des ordres appartenant à l'embranchement des arthropodes.

L'étude a révélé une forte concentration des organismes du sol dans la litière, ces organismes sont donc particulièrement dépendants de cet horizon, qui constitue leur principale source d'énergie, étant riche en matière organique, elle est souvent considérée comme leur biotope de prédilection.

Elle a permis aussi de montrer, en termes d'abondance, que les invertébrés sont structurellement différents. Il apparaît également que l'abondance change en fonction du taxon.

Cette étude, concorde avec les résultats de l'étude de Mathieu (2004) qui révèle une corrélation entre la diversité végétale et la diversité de la macrofaune du sol, en effet, de cette manière, les espèces d'invertébrés occupant ce sol n'entrent pas en compétition pour les ressources, ce qui met en avant la spécificité des régimes alimentaires des différents organismes et apporte un piston quant à l'hypothèse qui stipule que face aux différentes contributions des invertébrés dans le fonctionnement des écosystèmes, c'est l'identité de cette faune qui devrait être mise sur scène et non pas sa diversité ; Sur le plan quantitatif et qualitatif, les résultats sont relativement similaires à ceux trouvés par FERRAHI M.O. et DJEMA A. en 2004 dans cette région.

Sous une perspective fondamentale et en vue de l'immensité de la forêt et l'hétérogénéité des essences qui lui sont associées et son important couvert végétal, d'autres travaux de prospection complémentaires sont nécessaires, dans plusieurs biotopes et habitats que renferme la forêt d'Ath Ghobri, afin d'identifier de nouvelles espèces et rechercher des cas d'endémismes liés à une adaptation, ainsi établir une liste exhaustive des invertébrés qu'abrite cette forêt.

Des études s'imposent afin de mesurer l'importance des effets des facteurs biotiques sur les populations d'invertébrés et un suivi plus détaillé sur les réponses de ces derniers aux conditions du milieu, dans le cadre de la gestion des écosystèmes forestiers via la mise en valeur des sols dégradés soumis à des contraintes anthropiques et climatiques qui peuvent perturber l'équilibre des communautés établies dans le temps.

Références bibliographiques

1. **Afnor, 1994.** Qualité des sols. Recueil de Normes, **1**, Paris-La Défense
2. **Hasan, Ali., 2019.** Évaluation de la dégradation des forêts primaires par télédétection dans un espace de front pionnier consolidé d'Amazonie orientale (Paragominas). Géographie. Le Mans Université.
3. **Allili, C., 2006.** Caractérisation Et Genèse De Quelques Sols Rouges De La Grande Kabylie [Mémoire de Magister, École Nationale Supérieure Agronomique - Alger].
4. **Amossé, J., 2014,** La faune du sol comme indicateur de la qualité des sols urbains : étude des communautés de vers de terre, d'enchytréides et de nématodes et de leurs relations avec des sols d'âges différents.
5. **Apolline Auclerc.** Impact d'amendements calco-magnésiens sur la diversité des macroinvertébrés de sols forestiers et sur certains processus fonctionnels associés. Cas du massif vosgien (nord-est, France). Ecotoxicologie. Université de Lorraine, 2012
6. **Baize, D., Jabiol, B., 2011.** Guide pour la description des sols. Editions Quae.
7. **Barbero M., Bonin G., Loisel R. & Quézel P. 1989.** Sclerophyllus Quercus forests of the mediterranean area: Ecological and ethological significance Bielefelder Okol. Beitr. 4: 1-23.
8. **Barbero M., Bonin G., Loisel R. et Quézel P., 1990.** Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of Mediterranean basin. Vegetatio, (87) :151-173
9. **Barbero M., Médail F., Loisel R. et Quézel P., 2001.** Signification biogéographique et biodiversité des forêts du bassin méditerranéen. Bocconea, 13 : 11-25.
10. **Barnoski A.D., et al., 2011.** Has the Earth's sixth mass extinction already arrived Nature 1-7.
11. **Barrios, E., 2007.** Soil biota, ecosystem services and land productivity. (Special Issue: Ecosystem services and agriculture.). Ecol. Econ. 64, 269-285.
12. **Barros, E., Grimaldi, M., Sarrazin, M., Chauvel, A., Mitja, D., Desjardins, T. & Lavelle, P., 2004.** Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. Applied Soil Ecology 26: 157-168.
13. **Bellili, K., 2003.** Etude socioéconomique de la région d'Akfadou [texte imprimé] : Dans le cadre de classement du forêt d'Akfadou est en aire protégée thèse Université A.Mira de Bejaia
14. **Binet F., Le Bayon R.C., 1999.** Space-time dynamics in situ of earthworm casts under temperate cultivated soils. Soil Biol. Biochem. 31, 85-93.
15. **Bouazza N., 2021.** Analyse de la diversité phytoécologique du chêne zeen (*Quercus faginea* subsp. *tlemcenensis* (DC.) : cas de la réserve de Moutas (Tlemcen, Algérie occidentale), THESE DE DOCTORAT, Université de Sidi Bel Abbes. Algérie.
16. **Bouché, M. B. 1977.** Stratégies lombriciennes. Pages 122-132. Soil Organism as Components of Ecosystems. Ecological Bulletin, Stockholm.
17. **Boudy, P. 1955.** Economie forestière nord-africaine. T. 1: Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie.

18. **Bradford M.A., Jones T.H., Bardgett T.H., Black H.I.J., Boag B., Bonkowski A., Cook R., Eggers T., Gange A.C., Grayston S.J., Kandeler E., McCaig A.E., Newington J.E., Prosser J.I., Setälä H., Staddon P.L., Tordoff G.M., Tscherko D., Lawton J.H., 2002.** Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. *Science* 298, 615-618.
19. **Brussaard, L., P. C. de Ruiter, et al., 2007.** Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121, 3, 233-244.
20. **Cambier P.,Schvartz C.&vanOort F.,2009.**Contaminations métalliques des agrosystèmes et écosystèmes périindustriels. Versailles, France : Éditions Quæ
21. **Charnet, F., 2018.** Les sols forestiers, Institut pour le Développement Forestier, France.
22. **CHAUSSOD R., 1996.** La qualité biologique des sols : évaluation, implication. Edition I.N.R.A, pp 261-264.
23. **Clements R.O., Murray P.J., Sturdy R.G., 1991.** The impact of 20 years' absence of earthworms and three levels of N fertilizer on a grassland soil environment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 36, 75–85.
24. **Cluzeau, D., Guernion, M., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Villenave, C., Cortet, J., Ruiz-Camacho, N., Pernin, C., Mateille, T., Philippot, L., Bellido, A., Rougé, L., Arrouays, D., Bispo, A., Pérès, G., 2012.** Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *Eur. J. Soil Biol.* 49, 63–72.
25. **Coineau, Y.,1974.** Introduction a l'étude des micro-arthropodes du sol et de ses annexes deouin éd., 118p.
26. **Cole, L., Bradford, M.A., Shaw, P.J.A., Bardgett, R.D., 2006.** The abundance, richness and functional role of soil meso and macro-fauna in temperate grassland-A case study. *Appl. Soil Ecol.* 33, 186–198.
27. **Coleman, D. C., Crossley, D. A. et Hendrix, P. F., 2004.** Fundamentals of soil ecology, Elsevier Academic Press, London. 408 pp.
28. **Corine Hoff et Serge Rambal, 2007.** Les écosystèmes forestiers méditerranéens face aux changements climatiques.
29. **Dagnelie, P., 1975,** Analyse statistique à plusieurs variables, Presses Agron., Gembloux, 362 pp.
30. **Deprince, A., 2003.** La faune du sol, diversité, méthode d'étude, fonctions et perspectives – le courrier de l'environnement de l'INRA n 49, pp 123-138.
31. **Arrouays, D. et Ranger, J., 2014.** La qualité des sols forestiers face aux changements globaux.
32. **Doran, J.W., Zeiss, M.R., 2000.** Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 15, 3–11
33. **Eisenhauer N., Butenschoen O., Radsick S., Scheu S., 2010.** Earthworms as seedling predators: Importance of seeds and seedlings for earthworm nutrition. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1245–1252.
34. **Emberger, L. 1939.** Aperçu général sur la végétation du Maroc, commentaire de la carte phytogéographique du Maroc au 1/1.500.000. Veroff Geobot. Rubel Inst. Zurich, 14 : 40-157.

35. **FAO, 2010.** Evaluations des ressources forestières mondiales 2010. 12 pp.
36. **FAO, 1999.** Situation des forêts du monde. Rapport sur les forêts africaines : une vision pour 2020. Division de l'information. FAO. Rome. Italie.
37. **Faria, Margarida Lima de, Pedro Moura Ferreira, Joana B. Melo, et Maria J. Vasconcelos. 2014.** A Social Assessment of Forest Degradation in the 185. Cacheu Mangroves Natural Park, Guinea-Bissau. Forests.
38. **Faurie C., Ferra C. & Medori P. (1980).** Ecologie. Baillière J.B. (ed.), Paris, 1091 p.
39. **Ferrahi, M.O., 1994.** Notices techniques sur les grandes unités de sol et leur utilisation au niveau de la forêt de Béni-Ghobri. Alger, Algérie, Institut national de recherche forestière, document interne, 8 p
40. **Ferrahi, M.O., 2004.** Cartographie pédologique du massif forestier des Béni Ghobri. Facteurs de repartition des sols.
41. **Fonte S. J., Kong A.Y.Y., van Kessel C., Hendrix P.F., Six J., 2007.** Influence of earthworm activity on aggregate-associated carbon and nitrogen dynamics differs with agroecosystem management. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1014–1022.
42. **Forde B., 2002.** Local and long range signalling pathways regulating plant response to nitrate. *Ann Rev Plant Biol* 53, 203–224
43. **Fragoso, C., P. Lavelle, E. Blanchart, B. Senapati, J. J. Jiménez, M. de los Angeles, T. Decaëns, et J. Tondoh. 1999.** Earthworm Communities of Tropical Agroecosystems: Origin, Structure and Influence of Management Practices. Pages 27-55 in P.
44. **Francoeur, X., 2012.** Effets des changements climatiques sur la phénologie printanière de l'avifaune du Québec. Mémoire. Rimouski, Québec, Université du Québec à Rimouski, Département de biologie, chimie et géographie, 105 p.
45. **Freschet, G.T., Violle, C., Roumet, C. & Garnier, E., 2018.** Interactions entre le sol et la végétation : structure des communautés de plantes et fonctionnement du sol. *Les sols au cœur de la zone critique : écologie* (eds P. Lemanceau & M. Blouin), pp. 83-99. ISTE editions, London, UK
46. **Gerlach, J., Samways, M., Pryke, J., 2013.** Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *J. insect Conserv.* 17, 831–850.
47. **Giller, P. S., 1984.** Community structure and the Niche. Chapman & Hall, London
48. **Girard, M.-C., Schwartz, C., Jabiol, B., 2011.** Étude des sols : description, cartographie, utilisation. Dunod.
49. **Gobat, JM., Aragno, M., Matthey W., 2010.** Le Sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols. Troisième édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes, 519 pp
50. **Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W., 2013.** Le Sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols. Troisième édition revue et augmentée. Presses polytechniques et universitaires romandes, 519 pp.

51. **Goldsbrough, C. L., D. F. Hochuli, et R. Shine., 2003.** Invertebrate biodiversity under hot rocks: habitat use by the fauna of sandstone outcrops in the Sydney region. *Biological Conservation* 109:85-93.
52. **Gotelli, N. J., et A. M. Ellison., 2002.** Biogeography at regional scale: determinant of ant species density in New England bogs and forests. *Ecology* 83:1604-1609.
53. **Grainger, A., 1993.** Controlling tropical deforestation. Earthscan Publications Ltd, p.310. London.
54. **Gray J., Wang J., Gelvin S.B., 1992.** Mutatio of the miaA gene of A grobacterium tumefaciens results in reduced vir gene expression .*J Bacteriol* 174 4) 1086-98
55. **Havlicek, E., 2012.** Soil biodiversity and bioindication: From complex thinking to simple acting. *European Journal of Soil Biology*, 49: 80-84.
56. **Honek A., Martinkova Z., Jarosik V., 2003.** Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *Eur. J. Entomol.* 100, 531–544
57. **Hosonuma, Noriko, Martin Herold, Veronique De Sy, Ruth S De Fries, Maria Brockhaus, Louis Verchot, Arild Angelsen, et Erika Romijn., 2012.** An Assessment of Deforestation and Forest Degradation Drivers in Developing Countries. *Environmental Research*.
58. **ISO 10390:2021.** Sols, biodéchets traités et boues — Détermination du pH
59. **Gobat, J. M. et al.,** Le sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols.. Lausanne: Presses Universitaires et Polytechniques romandes, 1998.
60. **Rubio, J.L., E. Gimeno-Garcia, V. Andreu., 2004.** Effets des feux de forêt sur la matière organique du sol. Centro de Investigaciones sobre Desertificacih -CIDE (CSIC, Universitat de València, Generalitat Valenciana). Apartado Oficial. 46470 Albal (Valencia).
61. **Blondel, J., 1975.** L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique I. la méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.) ; *La Terre et la vie*, N° 4, pp. 533-589
62. **Jouquet, P., Traoré, S., Choosai, C., Hartmann, C. & Bignell, D., 2011.** Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. *Eur. J. Soil Biol.* 47, 215–222.
63. **Kaneda S., Kaneko N., 2008.** Collembolans feeding on soil affect carbon and nitrogen mineralization by their influence on microbial and nematode activities. *Biol. Fertil. Soils* 44, 435–442.
64. **Boudedja, K. et Abdelhakim, T., 2013.** Émergence et résurgence de représentations territoriales face à des mutations socio-économiques dans un territoire rural forestier en Algérie, *Autrepart* (N° 66), p. 21-42.
65. **Khuc, Quy Van, Bao Quang Tran, Patrick Meyfroidt, et Mark W. Paschke. 2018.** Drivers of deforestation and forest degradation in Vietnam: An exploratory analysis at the national level. *Forest Policy and Economics* 90.
66. **Kretzschmar, A., 1982.** Description des galeries de vers de terre et variation saisonnière des réseaux (observations en conditions naturelles). *Ecol. Biol. Sol* 19, 4, 579–591.

67. **Lambin, Eric F., 1999.** Monitoring Forest Degradation in Tropical Regions by Remote Sensing: Some Methodological Issues. *Global Ecology and Biogeography* 8 (3-4): 191-198.
68. **Lambin, Eric F., Helmut J. Geist, et Erika Lepers., 2003.** Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annual Review of Environment and Resources*
69. **LAMOTTE M et BOURLIERE F., 1978-** Problèmes d'écologie – (l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Ed. Masson et Cie, Paris, 345p.)
70. **Lanly, J.P., 2003.** Les facteurs de déforestation et de dégradation des forêts, the XII World Forestry Congress, Québec City.
71. **Latham R.E. & Ricklefs R.E., 1993.** Continental comparisons of temperate-zone tree species diversity. In: *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives.* Ricklefs R.E. and Schluter D. (eds.), Chicago Univ. Press, 294-314.
72. **LAVELLE P., DECAËNSB T, AUBERTB M, BAROTA S, BLOUINA M, BUREAUB F, MARGERIEB P, MORAA P., ROSSIC J-P., 2006.** Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42. 13p.
73. **Lavelle, L. Brussard, et P. Hendrix,** editors. *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems.* CAB International, Wallingford, UK.
74. **Lavelle, P., D. Bignell, M. Lepage, V. Wolters, P. Roger, P. Ineson, O. W. Heal & S. Dhillon., 1997.** Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33:159-193.
75. **Lavelle, P., et A. V. Spain 2001.** *Soil Ecology.* Kluwer Scientific Publications, Amsterdam
76. **Marchand, H., 1986.** Les ressources forestières de l'Afrique du Nord - Document de travail - Rome, 34 p.
77. **Marchand, H., 1987.** Les ressources forestières du Moyen-Orient - Document de travail - Rome, 31 p.
78. **Mathieu, Clément, and Françoise Pieltain., 2003.** *Analyse chimique des sols méthodes choisies.* Londres: Tec & doc.
79. **Matricardi, Eraldo A. T., David L. Skole, Mark A. Cochrane, Jianguo Qi, & Walter Chomentowski. 2005.** Monitoring Selective Logging in Tropical Evergreen Forests Using Landsat: Multitemporal Regional Analyses in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interactions.*
80. **MEDAIL F., DIADEMA K. (2006).** Biodiversité végétale méditerranéenne. *Annales de géographie.* PP 618-640.
81. **Mekideche S., Brakchi-Ouakour L., Kadik L., 2018.** Impact des perturbations anthropiques sur la diversité végétale de la subéraie de Chréa, au nord de l'Algérie. *Bois et Forêts des Tropiques.*
82. **MELLOULI M.S., 2007.** Politique forestière nationale et stratégie d'aménagement et de développement durable des ressources forestières et alfatières. Alger.

83. **Messaoudène, M., 1989.** Dendroécologie et productivité de *Q canariensis* Willd et de *Q afares* Pomel dans les massifs de l'Akfadou et de Beni-Ghobri en Algérie. Thèse de docteur en sciences, université d'Aix-Marseille III
84. **MESSAOUDENE, M., TAFER, M., LOUKKAS, A. & MARCHAL, R. (2008).**- Propriétés physiques du bois de chêne zéen de la forêt des Aït Ghobri (Algérie). *Bois et Forêts des Tropiques*, 298 (4), 37-48
85. **Mickael Hedde.** Indicateurs basés sur la faune des sols : des outils pour l'agriculture innovante ?. *Innovations Agronomiques, INRAE*, 2018, 69, pp.15-26.
86. Mimoun K. 2006. Insectivorie du Hérisson d'Algérie *Atelerix algirus* (Lereboullet, 1842) dans la forêt de Beni Ghobri (Tizi Ouzou). Thèse Magister, Inst. nati. agro. El Harrach, 175 p.
87. **Mrzljak, J., et G. Wiegleb. 2000.** Spider colonization of former brown coal mining areas - time or structure dependent? *Landscape and Urban planning* 51:131-146.
88. **Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J.** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853–858 (2000)
89. **Nahmani, J., Rossi, J.P., 2003.** Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *C. R. Biol.* 326, 295–303.
90. **OIBT. 2002.** Directives OIBT pour la restauration, l'aménagement et la réhabilitation des forêts tropicales dégradées et secondaires The 194 International Tropical Timber Organization (ITTO). ITTO international tropical timber organization. 2002. Yokohama.
91. **Patterson, T., M. et Coelho, D. L., 2009.** Ecosystem services: Foundations, opportunities, and challenges for the forest products sector. *Forest Ecology and Management* 257(8): 1637-1646.
92. **Pérès G., Cluzeau D., Menasseri S., Soussana JF., Bessler H., Engels C., Habekost M., Gleixner G., Weigelt A., Weisser W.W., Scheu S., Eisenhauer N., 2013.** Mechanisms linking plant community properties to soil aggregate stability in experimental grassland plant diversity gradient. *Plant Soil* 373, 1–2, 285–299.
93. **PESSON P., 1971.** La vie dans les sols : Aspects nouveaux, études expérimentales. Coll géobiologie, écologie, aménagement. Edition Gauthier-Villard Paris, 417 p.
94. **Joseph, P., 2011.** La végétation des Petites Antilles : principaux traits floristiques et effets plausibles du changement climatique, *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 11 Numéro 1.
95. **Phillipson, J., R. Abel, J. Steel, et S. R. J. Woodell., 1976.** Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. *Pedobiologia* 16:258-285
96. **Pinheiro, T. F., M. I. S. Escada, D. M. Valeriano, P. Hostert, F. Gollnow, et H. Müller., 2016.** Forest Degradation Associated with Logging Frontier Expansion in the Amazon: The BR-163 Region in Southwestern Pará, Brazil. *Earth Interactions* 20 (17): 1–26.
97. **Ponel, P., 1983.** Contribution à la connaissance de la communauté des arthropodes psammophiles de l'isthme de Giens.
98. **Puustjärvi, E., et M. Simula., 2002.** Development of Common Framework for ForestRelated Definitions. Discussion Paper, Helsinki, fao, pp. 23-80.

99. **Quézel P. & Medail F. 2003.** Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen. Lavoisier, Paris, 592
100. **Quézel P., Barbero M., Bonin G. & Loisel R., 1990.** Recent plant invasions in the Centro Mediterranean region. In DICSTRI et al – “Biological Invasions”: 5160, Klower Pub.
101. **Quézel P., Medail F., Loisel R. & Barbero M. 1999.** Biodiversité et conservation des essences forestières du bassin méditerranéen. *Unasylva*, 197: 21-28.
102. **Radford, B. J., A. C. Wilson-Rummenie, G. B. Simpson, K. L. Bell, et M. A. Fergusson. 2001.** Compacted soil affects soil macrofauna populations in a semiarid environment in central Queensland. *Soil Biology and Biochemistry* 33:1869-1872.
103. **Rahmani AM., 2012.** Etude de l'activité cambiale chez le chêne Zéen (*quercus canariensis wild*), au niveau de la forêt des Ait Ghobri. These magistère, UMMTO, Tizi-Ouzou
104. **Ramade F., 1994.** Éléments d'Écologie. Écologie fondamentale 2. Edi. Science internationale, Paris, 579.
105. **Ramade F., 1984.** Élément d'écologie. Ecologie fondamentale. Mc. Graw – Hill. Paris, 397 p.
106. **Raven JA, Cockell CS, De La Rocha CL., 2007.** L'évolution des mécanismes de concentration du carbone inorganique dans la photosynthèse. *Philos Trans R Soc Lond B* 363:2641-2650
107. **Ruiz, N., Mathieu, J., Célini, L., Rollard, C., Hommay, G., Iorio, E., Lavelle, P., 2011.** IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biol. Biochem.* 43, 2032–2045.
108. **Santorufu, L., Van Gestel, C.A.M., Rocco, A., Maisto, G., 2012.** Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environ. Pollut.* 161, 57–63.
109. **Sasaki, Nophea, et Francis E. Putz., 2009.** Critical Need for New Definitions of Forest and Forest Degradation” in *Global Climate Change Agreements. Conservation Letters.*
110. **Shipitalo M.J., Protz R., 1989.** Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma* 45, 357–374.
111. **Stenger, A., Harou, P. et Navrud, S., 2009.** Valuing environmental goods and services derived from the forests. *Valuing Environmental Goods and Services Derived from the Forests. Journal of Forest Economics* 15, 1-14.
112. **Stephan Hattenschwiler, Sandra Barantal, Pierre Ganault, Lauren Gillespie, Sylvain Coq. 2018,** Quels enjeux sont associés à la biodiversité des sols. *Innovations Agronomiques, INRAE.*
113. **THOMPSON J.D. (2005).** Plant evolution in the Mediterranean. Oxford University Press. Oxford
114. **Velasquez, E., Lavelle, P., Andrade, M., 2007.** GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 39, 3066–3080.
115. **VINCENT Quentin, Apolline AUCLERC, Thierry BEGUIRISTAIN and Corinne LEYVAL, 2018.** Assessment of derelict soil quality: abiotic, biotic and functional approaches. *Science of the Total Environment*, 613– 614, 990–1002.

116. **Walter, C., Bispo, A., Chenu, C., Langlais-Hesse, A., Schwartz, C., 2014.** Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation. Cah. Dem. 51–68.
117. **WARDLE, D.A., BARDGETT, R.D., KLIRONOMOS, J.N., SETALA, H., VAN DER PUTTEN, W.H. & WALL, D.H.,** "Ecological linkages between aboveground and belowground biota", *Science*, 304, 1629-1633, 2004.
118. **Wolters V., 2001.** Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology* 37, 221- 227.
119. **Wurst S., Allema B., Duyts H., Van Der Putten W.H., 2008.** Earthworms counterbalance the negative effect of microorganisms on plant diversity and enhance the tolerance of grasses to nematodes. *Oikos* 117, 711-718.
120. **Xaud, Haron Abraham Magalhães, Flora da Silva Ramos Vieira Martins, et João Roberto dos Santos. 2013.** Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management, The Mega-fire reality*, 294 (avril): 97–106.
121. **Zaller J.G., Heigl F., Grabmaier A., Lichtenegger C., Piller K., Allabashi R., Franck T., Drapela T., 2011.** Earthworm-mycorrhiza interactions can affect the diversity, structure and functioning of establishing model grassland communities. *PLoS One* 6.

Annexes

Annexe 2. Résultat de l'analyse de la variance des données du pH

Source	DL	SomCar ajust	CM ajust	Valeur F	Valeur de p
Facteur	1	0,000019	0,000019	0,00	0,986
Erreur	10	0,597254	0,059725		
Total	11	0,597273			

Annexe 3. Résultat de l'analyse de la variance des données du carbone

Source	DL	SomCar ajust	CM ajust	Valeur F	Valeur de p
Niveau	1	10,80	10,797	4,26	0,066
Erreur	10	25,32	2,532		
Total	11	36,11			

Résumé :

La faune du sol est un élément essentiel dans la dynamique et le fonctionnement des écosystèmes forestiers. Notre étude a été menée au niveau de la forêt d'Ath Ghobri. Afin d'évaluer la diversité et l'abondance des macro-invertébrés au niveau de celle-ci, un échantillonnage a été effectué dans le canton d'El Ainseur. L'étude a été effectuée sous un peuplement pur de chêne zeen. Elle nous a permis d'établir un inventaire de 11 ordres d'invertébrés appartenant à 2 phylums différents (arthropoda et annelida). Dans un contexte d'étude de la variation spatiale de ces organismes, des paramètres édaphiques ont été calculés et corrélés (pH et teneur en matière organique).

Cette étude a pour objectif, donc, de mieux connaître la macrofaune du sol dans ce type d'écosystème.

Nous obtiendrons au final une idée de ce qu'est la macro-faune du sol dans un écosystème forestier, ainsi que sa réponse à des perturbations que le milieu subi, afin de mieux comprendre son rôle dans leur fonctionnement.

Mots clés : Macrofaune du sol, Invertébrés, Ecosysteme forestier, Chene zeen, Biodiversité.

Abstract:

Soil fauna is an essential element in the dynamics and functioning of forest ecosystems. Our study was carried out in the Ath Ghobri forest. In order to assess the diversity and abundance of macroinvertebrates at this level, sampling was carried out in El Ainseur township.

The study was carried out under a pure stand of zeen oak. It allowed us to establish an inventory of 11 orders of invertebrates belonging to 2 different phylas (arthropoda and annelida). To study the spatial variation of these organisms, edaphic parameters were calculated and correlated (pH and organic matter content).

The objective of this study, therefore, is to better understand the soil macrofauna in this type of ecosystem.

At the end, we will obtain a precise idea of what the soil macrofauna is in the type of ecosystem, as well as its response to the disturbances that the environment undergoes, in order to better understand its role in their functioning.

Keywords: Soil macrofauna, Invertebrates, Forest ecosystem, Zeen oak, Biodiversity.