

L'exploitation des carrières apporte-t-elle un plus à la biodiversité au Nord Bénin ?

N.T. TOHINDE¹, P.E.S. ASSEDE², R.O. BALAGUEMAN¹, H.S.S. BIAOU¹, A.K. NATTA¹

(Reçu le 08/01/2024; Accepté le 12/03/2024)

Résumé

L'étude visait à tester l'hypothèse selon laquelle les carrières abandonnées pourraient améliorer la diversité floristique locale contrairement à l'opinion répandue selon laquelle l'exploitation des carrières nuit à la biodiversité. Pour ce faire, un inventaire a été réalisé dans 30 placettes carrées (30 m x 30 m), dont 16 installées dans les carrières abandonnées et 14 dans des formations naturelles adjacentes (sites de référence). Les indices de diversité (Richesse, Chao1, Chao2, Jack1, Jack2, Shannon et Equitabilité) ont été calculés et comparés entre les deux types d'écosystèmes. Les résultats indiquent que la diversité floristique ne présente pas de différence significative entre les deux écosystèmes. Cependant, la richesse spécifique s'avère plus importante au niveau des sites de référence (62 espèces végétales) que dans les carrières (55 espèces végétales). Une forte similarité floristique (50% à 90%) a également été observée entre les deux types d'écosystèmes. Les Fabaceae constituent la famille dominante dans les deux écosystèmes (39,3 % à 40,8 %). Il en ressort que les carrières abandonnées n'ont pas eu d'impact significatif sur la diversité floristique locale, contrairement aux attentes. Ce résultat pourrait être attribué à l'absence de différenciation de niche écologique après l'excavation, un aspect qui nécessite une investigation approfondie dans les études futures.

Mots clés: Carrière post-exploitation, Excavation, Biodiversité, Bénin

Does quarrying contributes to biodiversity conservation in Northern Benin ?

Abstract

The study aimed to investigate the hypothesis that abandoned quarries could enhance local floristic diversity, contrasting with the prevailing observation that quarry exploitation has negative impacts on biodiversity. A floristic inventory was conducted within thirty (30 m x 30 m) square plots, with sixteen (16) established in the vegetation of abandoned quarries and fourteen (14) in the adjacent natural vegetation (reference sites). Various diversity indices (including species richness, Chao1, Chao2, Jack1, Jack2, Shannon index and Pielou evenness index) were computed and compared between the two types of ecosystems. We found no significant difference in diversity indices between quarries vegetation and the reference sites. However, the floristic richness of the reference sites exhibited a higher count (62 species) compared to that of the quarries (55 species). A substantial floristic similarity (ranging from 50% to 90%) was observed between the two ecosystems. Both ecosystems were predominantly characterized by the Fabaceae family, which represented 39.3% of the vegetation in quarries and 40.8% in the reference sites. We concluded that the vegetation of abandoned quarries did not affect the existing local diversity as expected. This is probably due to the limited niche differentiation after excavation which requires further investigation.

Keywords: Post-harvesting carries, Excavation, Biodiversity, Benin

INTRODUCTION

Le développement durable impose l'existence d'un climat d'équilibre entre l'environnement, l'économie, les besoins sociaux et la bonne gouvernance (MMSD, 2002; WBCSD, 2011). Selon le Conseil International des Mines et des Métaux (ICMM, 2012), toutes les activités humaines, y compris l'extraction minière devraient être exercées dans le respect de l'environnement et le bien-être des humains. Mais force est de constater que les activités menées par l'homme, en l'occurrence l'exploitation des ressources naturelles notamment dans les pays sous-développés, contribuent à la dégradation des écosystèmes et compromettent les conditions de vie humaines (Bologna et Aquino, 2020; Terminski, 2012). L'exploitation des mines ou des carrières est une activité qui joue un rôle socio-économique important à travers l'utilisation des minéraux pour la construction, l'énergie, l'agriculture et la manufacture (Mitchell *et al.*, 2004). Malheureusement, suite à la croissance rapide de la population humaine entraînant une augmentation des besoins en mines et matériaux de construction, cette activité est devenue une menace potentielle à la biodiversité (Ballesteros *et al.*, 2012; Martínez-Hernández *et al.*, 2011; Chenot *et al.*, 2018). Elle endommage considérablement le sol en modifiant la topographie des sites et les communautés microbiennes du sol (Chenot *et al.*, 2017; Simón-Torres *et al.*, 2014). Elle entraîne ainsi, par une modification

directe des habitats, la dégradation continue de la flore et la faune. Elle peut aussi causer la disparition de certaines espèces endémiques et originales (Clements *et al.*, 2006). Cependant, plusieurs études postulent que l'abandon d'une carrière pendant un certain nombre d'année peut à travers la succession et la résilience écologique contribuer à l'amélioration de la diversité en créant des niches variées (Bétard, 2013; Lucas *et al.*, 2014). L'apparition de ces niches est la conséquence de l'hétérogénéité physico-chimique des substrats combinée aux conditions hydrologiques, géologiques et topographiques (Cramer et Willig, 2005; Tews *et al.*, 2004). La formation des cavités rocheuses, des points d'eau et de fortes pentes sont autant de conditions pouvant conduire à la formation de nouvelles niches favorables à la mise en place et au développement d'une faune et flore variée (Germano *et al.*, 2016). Le gain écologique dans ces niches peut être intéressant si les nouvelles espèces apparues montraient des caractéristiques fonctionnelles favorables à la conservation de la biodiversité (Cabral *et al.*, 2006). Bien que le potentiel écologique et l'intérêt biologique de l'exploitation des carrières soient prouvés par la recherche au cours des dernières décennies (Benes *et al.*, 2003; Frochot et Godreau, 1995; UNICEM, 2008), très peu de carrières abandonnées ont fait objet de recherches dans certains pays en voie de développement comme en République du Bénin (Aïtondji *et al.*, 2016, 2015).

¹ Laboratoire d'Écologie, de Botanique et de Biologie végétale, Faculté d'Agronomie, Université de Parakou, Bénin

² Direction Nationale des Eaux, Forêts et Chasse, Inspection Forestière de Parakou, Bénin

Le Bénin regorge d'un potentiel important de ressources minières mais exploitées de manière non durable malgré les dispositions prises par la législation (IPEC, 2013). Afin de fonctionner dans le respect des principes de développement durable, l'État béninois a élaboré des mesures politico-administratives et juridiques en vue de gérer durablement les ressources minières et les carrières. Bien que la restauration des carrières exploitées soit au cœur des mesures élaborées, les connaissances actuelles sur le potentiel écologique de ces carrières pouvant rendre efficace les mesures de restauration sont très limitées. Excepté quelques rares études dans la littérature (Aïtondji *et al.*, 2016, 2015; d'Almeida *et al.*, 2015; Santa, 2007) ayant souligné que les carrières abandonnées peuvent servir de refuges pour la sauvegarde de la phytodiversité locale, la plupart des recherches effectuées au Bénin se sont plus penchées sur l'impact négatif de l'activité des carrières sur l'environnement.

La présente étude se place dans le contexte général de l'exploitation durable des carrières et vise à vérifier si l'exploitation des carrières ajoute à la biodiversité à travers une analyse comparative de la diversité floristique entre les carrières abandonnées et les formations naturelles adjacentes.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Milieu d'étude

L'étude a été conduite au Nord du Bénin et plus précisément dans les communes de Parakou et Tchaourou toutes situées dans la zone de transition climatique (7°30'–9°30'N) du pays (Figure 1). La commune de Tchaourou s'étend sur une superficie de 7256 km². Elle est entre 2.6 8° 52' 60" de longitude/latitude Nord et 2° 36' 0" de longitude/latitude Est. La commune de Parakou, la plus grande ville au Nord, s'étend sur une superficie de 445 km². Elle est entre 9°15' et 9°28' de latitude Nord puis entre 2°28' et 2°45' de longitude Est.

Les deux communes se trouvent dans une zone de savane marquée par quelques forêts semi-décidues et galeries forestières. On retrouve en abondance les espèces comme *Cola laurifolia*, *Berlinia grandiflora* et *Elaeis guineensis* dans les forêts

galeries, *Isoberlinia doka*, *Anogeissus leiocarpa*, *Pterocarpus erinaceus*, *Daniellia oliveri* et *Azzeria africana* dans les forêts claires, *Vitellaria paradoxa* et *Monotes kerstingii* dans les savanes arborées et arbustives. Le sol est de type ferrugineux tropical dans les deux communes à la différence qu'il est concrétionnés à Tchaourou et posé sur du cristallin à Parakou.

Les deux communes constituent des réservoirs de carrières mais seulement quelques-unes sont connues du public. Les carrières de sable, de latérite et de gravier sont les plus représentées dans les deux communes. La principale activité économique dans ces deux Communes est bien l'agriculture. L'exploitation des carrières est une activité secondaire qui prend de l'ampleur dans la zone et qui affecte la qualité de l'environnement.

Échantillonnage

Une liste initiale des carrières abandonnées a été établie sur la base des informations recueillies dans les Mairies des deux communes d'étude. Elle a été complétée par des entretiens avec des personnes ressources (les propriétaires et exploitants des carrières). Sur la base des informations recueillies au cours des entretiens et prospections du terrain, les carrières de latérite et de sable sont majoritairement exploitées (80%) dans le milieu. Au total, seize (16) carrières abandonnées sont échantillonnées dont treize (13) latérites et trois (03) sableuses. Le petit nombre de carrières de sable retenu est lié au nombre limité de formations naturelles adjacentes identifiées pour servir de comparaison. Afin d'évaluer l'impact des carrières abandonnées sur la diversité, il a été retenu quatorze (14) formations naturelles adjacentes ayant servi de sites de référence pour la comparaison. Le site de référence a été identifié sur la base des critères suivants: (1) il est relativement stable et exempt de toutes activités d'excavation, (2) il est établi sur le même substrat que la carrière abandonnée, (3) Il présente le même stade de succession écologique que la carrière, et (4) il est situé à 250 m au plus du centre de la carrière afin de satisfaire aux conditions d'homogénéité (Germano *et al.*, 2016).

Collecte des données

Des relevés floristiques ont été effectués dans 30 placettes carrées de superficie 900 m², dont 16 dans les écosystèmes de carrières abandonnées et 14 au niveau des sites de référence. Au niveau des carrières, la placette est installée de telle manière que son centre coïncide avec celui de la carrière (Figure 2).

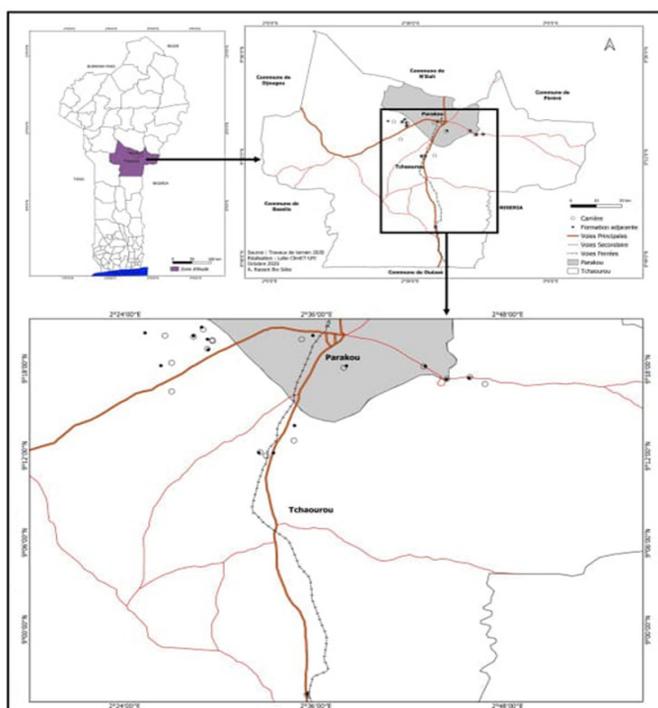


Figure 1: Répartition des points de relevés des carrières et des formations naturelles adjacentes échantillonnées dans les deux communes d'étude

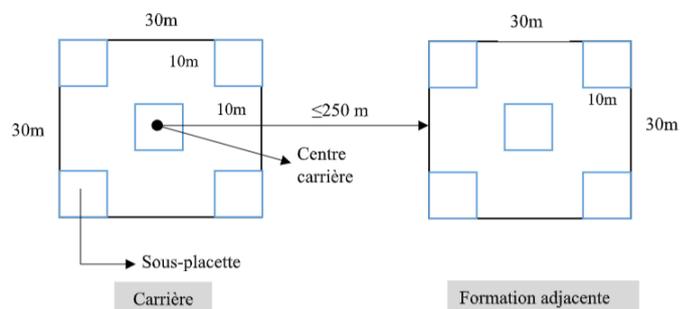


Figure 2: Schéma du dispositif d'inventaire

A l'intérieur de chaque placette, les données suivantes sont collectées: les coordonnées UTM de la placette au moyen du GPS, le nom scientifique de l'espèce pour tous les individus adultes (DBH ≥ 5 cm). La régénération naturelle (DBH < 5 cm) a été comptée dans cinq sous-placettes carrées de taille 100 m² chacune dont une posée au centre et les quatre autres au niveau des quatre sommets de la placette principale. Les noms scientifiques des espèces recensées ont été confirmés par le Botaniste du Laboratoire d'Écologie, de Botanique et de Biologie végétale (LEB).

Analyse des données

Afin d'estimer la diversité, des matrices de présence absence et d'abondance ont été construites sous Excel (version 2016) et soumises à R version 4.0.2 (R Core Team, 2021). Les indices de diversité (Chao, Jack, Shannon, et Equitabilité) ont été calculés sous les packages BiodiversityR (Kindt, 2018) et SpadeR (Chao *et al.*, 2016). L'estimation a pris en compte les trois niveaux de diversité (alpha, beta et gamma). La diversité alpha représente la diversité au niveau placette. La diversité beta apprécie la similarité entre placettes et la diversité gamma la diversité régionale, c'est-à-dire celle au niveau des carrières et formations naturelles adjacentes. La fonction diversityresult contenue dans BiodiversityR a été utilisée pour calculer la richesse, la diversité de Shannon et l'équitabilité de Pielou. Les indices Chao1, Chao2, Jack1, et Jack2 ont été calculés sous SpadeR avec la fonction ChaoSpecies.

Les indices de diversité utilisés sont présentés ci-dessous.

Richesse spécifique et estimateurs (S_{Chao} , S_{Jack})

La richesse spécifique (S) est le nombre total d'espèces recensées au sein d'un site donné. Partant du constat qu'un simple comptage du nombre d'espèce sur un site d'une superficie "s" donnée n'est pas fiable pour une estimation précise de la richesse, des estimateurs ont été développés pour une estimation plus robuste de la richesse. Ces derniers tiennent compte de l'abondance et de l'occurrence des espèces (Chao, 2005; Chao *et al.*, 2016; Chao et Lee, 1992). Les indices couramment utilisés sont l'indice Chao (Chao 1, Chao 2) et l'estimateur Jack (Jack 1 et Jack 2).

L'estimateur Chao 1 est un indice sensible à la raréfaction des espèces. Il est calculé sur la base du nombre d'espèces singleton (représentée par un seul individu) et doubleton (représentée exactement par deux individus). La première équation mise au point par l'auteur (Chao, 1984) est donnée par la relation suivante:

$$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{(n-1) f_1^2}{n 2f_2}$$

Où S_{obs} désigne la richesse observée, f_1 le nombre d'espèces singleton, f_2 le nombre d'espèces doubleton, et n le nombre d'individus total.

L'estimateur Chao 2 est calculé sur la base du nombre d'espèces uniques (détecté uniquement dans une placette) et du nombre d'espèces dupliquées (détecté dans deux placettes).

La première équation mise au point par Chao (1987) est donnée par la relation suivante:

$$S_{Chao2} = \begin{cases} S_{obs} + \frac{(T-1) Q_1^2}{T 2Q_2} \text{ si } Q_2 > 0 \\ S_{obs} + \frac{(T-1) Q_1(Q_1-1)}{T 2} \text{ si } Q_2 = 0 \end{cases}$$

Avec T le nombre de placettes échantillon, Q_1 le nombre d'espèces uniques et Q_2 le nombre d'espèces dupliquées.

Bien que décrit par (Smith et Pontius, 2006), plusieurs autres approches ont été proposées pour calculer l'estimateur S_{Jack} . Smith et Pontius (2006) proposent l'équation générale suivante:

$$S_{Jack} = S_{obs} + \frac{T-1}{T} \sum_{i=1}^T r_i$$

Où T est le nombre total de placettes, et r_i le nombre d'espèces retrouvé uniquement dans un site i donné.

Dans Chiu *et al.* (2014), une approche basée sur le nombre d'espèces singleton et doubleton a été proposée pour calculer Jack1 et Jack2. Partant du nombre d'espèces singletons, la formule suivante a été proposée pour calculer l'estimateur Jack1:

$$S_{Jack1} = S_{obs} + f_1$$

La formule proposée pour calculer l'estimateur Jack2 prend en compte le nombre d'espèces singleton et le nombre de doubleton. Elle est donnée par la relation suivante:

$$S_{Jack2} = S_{obs} + 2f_1 - f_2$$

Afin de comparer la richesse spécifique entre les carrières abandonnées et les sites de référence, le test de rang de Wilcoxon (Wilcoxon Rank Test) a été réalisé sous R. Les estimateurs de la richesse ont été comparés au moyen du test de Student.

Diversité de Shannon et Equitabilité de Pielou

L'indice de diversité de Shannon a été proposé par Shannon (1948). C'est un indice sensible aux espèces rares. L'indice de diversité H_i pour chaque habitat i est donné par la formule:

$$H_i = - \sum P_j \cdot \ln(P_j)$$

Où P_j désigne la fréquence relative ou la probabilité d'occurrence de l'espèce j dans l'habitat. P_j est donné par le rapport n_j/N avec n_j la fréquence absolue de l'espèce j dans l'habitat et N le nombre total d'individus. H_i est compris entre 0 et $\log_2(S)$ (la diversité maximale). Un habitat a une diversité faible si $H < 3$ bits, moyenne si H est compris entre 3 et 4 bits, puis élevée quand $H \geq 4$ bits. Le milieu est peu diversifié quand H est faible et relativement diversifié en espèces quand H est fort.

L'Equitabilité, connue sous l'indice E ou équitabilité de Pielou (Pielou, 1966), est donnée par le rapport de l'indice de diversité de Shannon-Weaver (H) sur la valeur théorique maximale de l'indice (H_{max}). Elle mesure la régularité des espèces sur une aire donnée. Pour chaque habitat donné d'indice de diversité H_i et de nombre d'espèces S_i , l'équitabilité E est donnée par la formule:

$$E = \frac{H_i}{\ln(S_i)}$$

Cet indice varie de 0 à 1. Un habitat est largement dominé par une espèce lorsqu'il tend vers zéro. Il prend la valeur de 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance. Les diagrammes rang-fréquence ont été élaborés pour comparer la régularité des espèces entre la végétation des carrières et celle des formations naturelles.

L'indice de diversité de Shannon a été comparé au moyen du test de Student.

L'Equitabilité de Pielou a été comparée au moyen de la régression Beta (betaregression) sous le package betareg (Cribari-Neto et Zeileis, 2010).

Indice de similarité de Sorensen

Le coefficient de similitude floristique de Sorensen (Sorensen, 1948) mesure le degré d'affinité floristique entre habi-

tats. C'est une mesure de la diversité beta (β). Ce coefficient est donné par la formule:

$$C_s = \frac{2a}{2a + b + c}$$

Où a est le nombre d'espèce commune aux habitats, b et c sont respectivement les nombres d'espèces propres à chaque habitat. Il a été retenu un seuil de similarité de 50%, généralement admis (Djègo et Sinsin, 2006; Ganglo *et al.*, 1999; Gounot, 1969; Sokpon, 1995).

RÉSULTATS

Composition en famille

On observe une similarité de richesse en famille entre les formations adjacentes et les carrières. Au total 23 familles de plantes ont été dénombrées au niveau des carrières contre 24 pour les formations naturelles adjacentes. Seules les Loganiaceae sont absentes au niveau des carrières. La famille des Fabaceae domine la flore des deux écosystèmes. Elle représente 40,2% des formations adjacentes et 39,3% des carrières abandonnées (Figure 3).

La richesse en espèces par famille ne diffère pas substantiellement entre types d'écosystème. La plus forte richesse a été observée au niveau de la famille des Fabaceae qui compte 15 espèces pour la végétation des carrières contre 17 espèces pour les formations naturelles adjacentes (Figure 4). Exceptionnellement, l'écosystème des carrières abandonnées compte une espèce de plus que les formations naturelles au niveau de la famille des Combretaceae.

Richesse spécifique et estimateurs Chao et Jackknife

Une richesse de 55 espèces de plantes a été observée au niveau des carrières abandonnées contre 62 espèces recensées dans les formations naturelles adjacentes. Excepté les formations naturelles adjacentes où la richesse a été sous-estimée avec l'estimateur Chao1 (24,5 ± 2,79 contre 62,0), on remarque une surestimation de la richesse aussi bien pour les carrières qu'au niveau des sites naturels adjacents. Au niveau des carrières, 55 espèces de plantes ont été observées contre environ 66 espèces prédites avec Chao et Jack1, soit une richesse d'environ 11 espèces non détectées. L'estimateur Jack1 prédit une richesse d'environ 72 espèces sur 55 observées soit 17 espèces non détectées.

Au niveau des formations naturelles, 62 espèces ont été observées contre environ 86 espèces prédites par Chao2, 80 par Jack1 et 90 prédites par Jack2, soit une richesse de 18 à 28 espèces de plantes non détectées (Tableau 1).

Tableau 1: Richesse, estimateurs Chao et Jackknife, Equitabilité et diversité de Shannon

Estimateurs	Formation naturelle	Carrière
Chao1	24,5 ± 2,79	67,0 ± 58,4
Chao2	85,8 ± 14,9	66,1 ± 8,56
Jack1	79,5 ± 5,81	66,1 ± 4,61
Jack2	90,2 ± 9,58	71,7 ± 7,66
Richesse observée	62,0	55,0

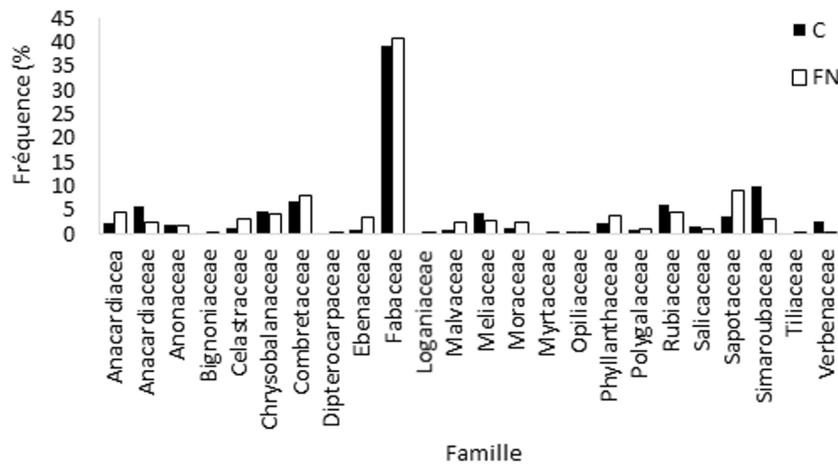


Figure 3: Distribution de fréquence des familles des espèces entre les carrières (C) et les sites de référence (FN)

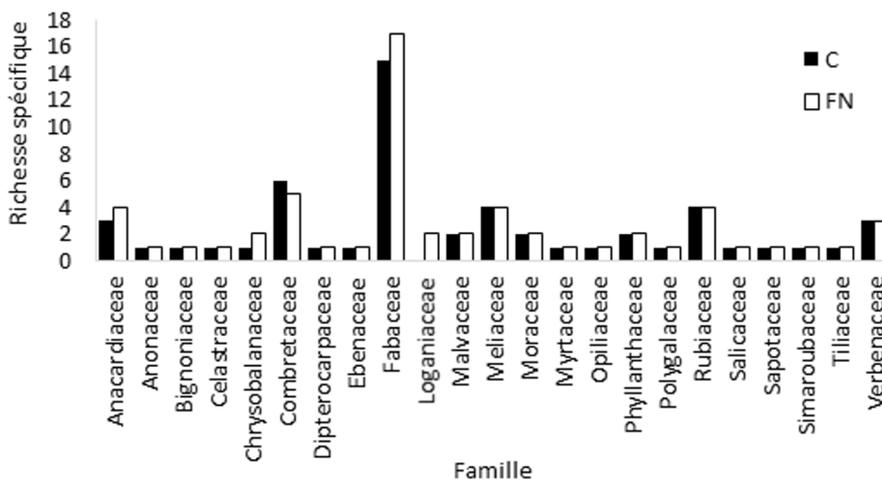


Figure 4: Répartition de la richesse par familles entre les carrières (C) et les sites de référence (FN)

Lorsqu'on compare la richesse entre la carrière et son site de référence, il apparaît que cinq carrières présentent une richesse plus élevée que leurs sites de référence, soit une différence de 2 à 14 espèces (Figure 5).

En comparant la diversité entre carrières et sites de référence, aucune différence significative n'a été observée pour la plupart des indices de diversité. Cependant, on remarque une différence non négligeable de richesse (Richesse observée et Chao2) entre la formation adjacente et la carrière (Figure 5).

Concernant la régénération naturelle, la richesse ne diffère pas significativement entre les deux écosystèmes ($W=71, p=0,34$, Figure 6). On compte 60 espèces au niveau des carrières contre 69 dans les formations naturelles. La régénération de la végétation des carrières est dominée par *Pericopsis laxiflora* (15,6%) et *Daniellia oliveri* (13,7%). Celle des formations naturelles adjacentes est bien représentée par les espèces *Daniellia oliveri* (19,0%) et *Vitellaria paradoxa* (10,4%).

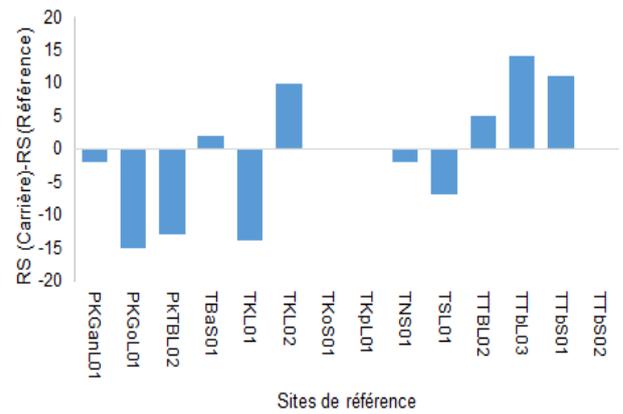


Figure 5: Richesse spécifique des cinq carrières et de leurs sites de référence

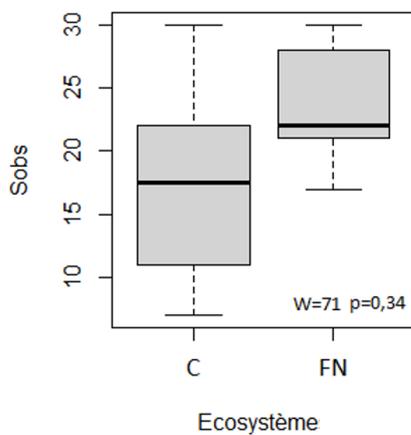


Figure 7: Boîte à dispersion confrontant la richesse spécifique de la régénération des carrières à celle des sites de référence

C=carrière abandonnée, FN=Formation naturelle adjacente, w=statistique du test de rang de Wilcoxon, p=probabilité, Sobs=Richesse observée.

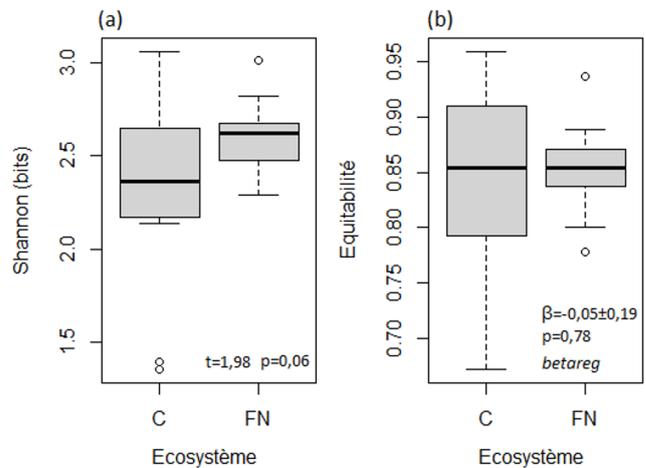


Figure 8: variation de (a) Indice de diversité de Shannon (b) Equitabilité de Pielou entre écosystèmes

C=carrière abandonnée et FN=Formation naturelle adjacente, β =pente de la régression beta et p la probabilité

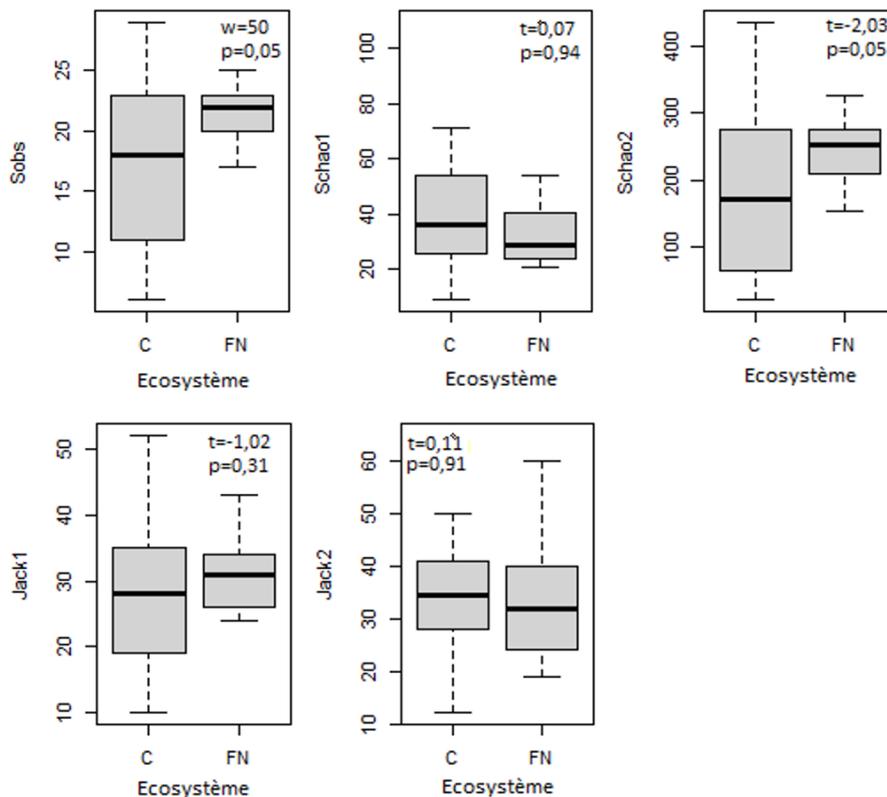


Figure 6: Variation de la richesse spécifique et ses estimateurs entre les carrières abandonnées et formations naturelles adjacentes C=carrière abandonnée, FN=Formation naturelle adjacente, t=statistique du test de Student et p la probabilité, Sobs=Richesse observée

Diversité de Shannon et Equitabilité de Pielou

Les valeurs de l'indice de Shannon sont similaires entre les deux écosystèmes. Elle est de 3,44 bits au niveau des sites de référence et de 3,33 bits dans les carrières (Figure 7a).

La valeur de l'Equitabilité de Pielou non plus ne diffère pas significativement entre les deux types d'écosystèmes ($\beta=0,05 \pm 0,19$; $p=0,78$, Figure 7b). Ces valeurs montrent une répartition plus ou moins régulière des plantes au niveau des deux écosystèmes. Comme l'indique le diagramme Rang-Fréquence (Figure 8), les courbes montrent pratiquement la même allure. Mais une légère différence se dégage en termes de distribution (abondance relative). Au niveau des sites de référence, on observe la prédominance des espèces d'arbres telles que *Daniellia oliveri* (11,1%), *Vitellaria paradoxa* (8,75%) et *Isoberlinia doka* (7,41%). Par contre, les espèces d'arbres telles que *Piliostigma thonningii* (11,7%), *Hannoa undulata* (10,1%) et *Daniellia oliveri* (9,77%) prédominent les carrières.

Similarité floristique entre carrières et sites de référence

On remarque en général une forte similarité floristique entre les carrières et les sites de référence. Dans l'ensemble, la proportion de richesse partagée entre les carrières et sites de référence varie de 50% à 98%. La proportion de richesse partagée entre une carrière et son site de référence adjacent varie de 50% à 90%.

DISCUSSION

La présente étude a évalué l'effet des carrières abandonnées sur la diversité des communautés végétales. L'étude a testé l'hypothèse selon laquelle les carrières abandonnées améliorent la biodiversité locale. Plus explicitement, l'étude a supposé que l'exploitation des carrières crée de nouvelles niches variées en modifiant la qualité de l'habitat pour offrir une diversité meilleure que celle de l'écosystème d'origine. Contrairement à ce qui est espéré, les résultats montrent que la richesse en espèces (adulte et régénération) et la diversité de Shannon ainsi que la régularité ne diffèrent pas significativement entre les carrières abandonnées et les sites de référence. Ce résultat peut s'expliquer par la limitation de la création de nouvelles niches variées suite à l'abandon des carrières exploitées. Selon l'hypothèse d'hétérogénéité de l'habitat, cette limitation serait liée à une faible hétérogénéité spatiale et temporelle des sites excavés (Cramer et Willig, 2005; Hamm et Drossel, 2017; Tews *et al.*, 2004; Yang *et al.*, 2015). Nos observations directes sur le terrain supportent cette explication vu que seulement quelques dépôts de sédiments et points d'eaux ont été constatés par endroit. D'autres études expliquent cette convergence de diversité par un parallélisme de différenciation de niches entre les deux écosystèmes (Colinvaux, 1993; Germano *et al.*, 2016; Hutchinson, 1959). Tout comme la richesse en espèces, le nombre de familles recensées ne diffère pas non plus entre les carrières et les sites de référence. Les deux écosystèmes sont largement représentés par la famille des Fabaceae. Ce résultat n'est pas surprenant vu que la famille des Fabaceae est la plus diversifiée et la plus représentée dans la flore du Bénin (Neuenschwander *et al.*, 2011; Assédé, 2014). La similarité floristique entre les deux écosystèmes traduit par ailleurs une dynamique progressive de la végétation des sites excavés vers un écosystème relativement stable et proche des sites de référence. En effet, selon l'écologie des carrières, la succession spontanée débute quelques temps après l'abandon du site exploité et

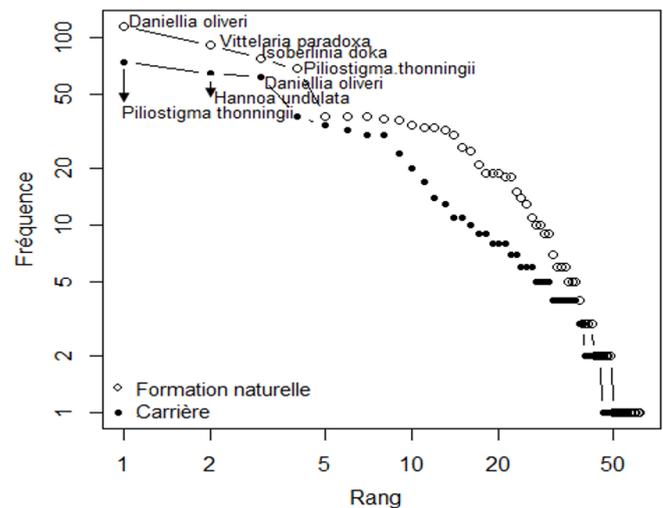


Figure 9: Diagramme Rang-Fréquence des carrières et des sites de référence. Les deux axes X et Y sont sur échelle log

évolue suivant un modèle continu et progressif caractérisé par le remplacement de la communauté pionnière par une communauté arbustive relativement stable (Gilardelli *et al.*, 2016, 2015; Huston, 2014; Sourisseau *et al.*, 2017).

Bien qu'il ait une convergence en termes de diversité, les résultats montrent que les deux écosystèmes présentent quelques différences en termes de composition en espèces et d'abondance (abondance relative) des espèces. Ces différences sont liées au processus de changement de la structure des communautés dans le temps (Meeùs *et al.*, 2018) sous l'influence des caractéristiques abiotiques des sites exploités (Alday *et al.*, 2011; Prach *et al.*, 2016). En effet, l'exploitation des carrières modifie la topographie, la géologie, les activités microbiennes et la composition physico-chimique du sol sur les sites excavés affectant par la suite la structure des communautés (Simón-Torres *et al.*, 2014; Chenot-Lescure et Lescure, 2019; Simón-Torres *et al.*, 2014). En comparant la richesse de la carrière et celle de son site de référence, il a été possible de remarquer que cinq des seize carrières abandonnées ont une richesse plus élevée que leurs sites de référence. Cette particularité peut s'expliquer par la qualité (l'hétérogénéité) exceptionnelle de ces habitats abandonnés et les processus clés de coexistence des espèces tels que la facilitation (Connell et Slatyer, 1977) et la différenciation de niches (Hurt et Pacala, 1995; Kang *et al.*, 2020, 1995; Kang *et al.*, 2020). Une autre explication possible est le fait que les quatre carrières se retrouvent sur un terrain plat (plateau) mais aussi le fait qu'elles soient marquées par une superficie modérée d'excavation. En effet, la diversité est généralement plus élevée sur les plateaux vu qu'ils sont généralement caractérisés par des écosystèmes peu sélectifs offrant des conditions favorables à l'installation et au développement des espèces (Assédé *et al.*, 2015; Bondé *et al.*, 2013). Sur la base de l'Hypothèse de Perturbation Intermédiaire (Chave, 2002; Collins et Glenn, 1997; Connell et Slatyer, 1977; Sheil et Burslem, 2003) on peut dire qu'une petite ou large superficie d'excavation limiterait la diversité car la première encouragerait l'exclusion compétitive et la deuxième conduirait à une diminution profonde de la qualité de l'habitat. En revanche, avec une superficie modérée, les faibles et forts compétiteurs vont coexister, ce qui va augmenter la diversité. Nos données supportent la théorie en montrant une richesse maximale au niveau intermédiaire de superficie.

Ce résultat témoigne par ailleurs de l'importance des carrières abandonnées dans l'amélioration de la biodiversité locale et confirme dans une certaine limite l'hypothèse que l'excavation en carrières pourrait améliorer la biodiversité. L'hypothèse pourrait être mieux supportée si les données sur la composition physico-chimique, topographique et géologique des carrières et leurs sites de référence étaient disponibles. Néanmoins, il a été prouvé dans la littérature qu'une carrière abandonnée offre dans le temps des niches propices à un nombre considérable d'espèces autrefois absentes dans le milieu (Benes *et al.*, 2003; Bétard, 2013; Lucas *et al.*, 2014; Ngongolo et Mtoka, 2013).

La richesse de 55 espèces observée dans les carrières dans notre étude est largement inférieure à celle trouvée par Aïtondji *et al.* (2015) au Bénin et qui est estimée à 457 espèces soit huit fois celle de notre étude. Par ailleurs, trois des espèces recensées dans les carrières sont menacées au Bénin et figurent dans la liste rouge de l'UICN. Ce nombre est très inférieur à celui observé par Trnková *et al.* (2010) et Aïtondji *et al.* (2015) qui sont respectivement de 10 et 13 espèces. Cette différence de statistiques s'explique certainement par la faible représentativité de la taille d'échantillonnage dans notre étude. La présente étude couvre seulement le Département du Borgou avec seulement 30 relevés dans les carrières alors que les autres couvraient le territoire national avec plus de relevés (125). Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon (3,33 à 3,44 bits) sont relativement faibles par rapport aux valeurs maximales (5,78 à 5,95 bits) mais les valeurs de l'équitabilité (0,80 à 0,83) traduisent une bonne régularité. On peut dire qu'on est en présence d'une flore moyennement diversifiée. Ces valeurs sont relativement faibles par rapport à celles observées ($H_i=4,54$ à $6,56$ bits et $E=0,73$ à $0,82$) dans d'autres études sur les carrières abandonnées au Bénin (Aïtondji *et al.*, 2015).

CONCLUSION

Cette étude a évalué la contribution des carrières abandonnées à la diversité floristique dans une zone de transition climatique au Bénin. Les résultats montrent une diversité floristique similaire entre les carrières abandonnées et les sites de référence. Ce résultat résulte probablement de la limitation de la formation des niches variées favorables à l'installation et au développement de nouvelles espèces sur les sites excavés au cours de la succession spontanée. Toutefois, le fait que certaines carrières abandonnées offraient une meilleure richesse comparativement à leurs sites de référence témoigne de l'importance de l'exploitation des carrières dans l'amélioration de la diversité. Une excavation modérée sur les plateaux serait bénéfique pour le maintien de la biodiversité. Si l'exploitation des carrières n'a pas significativement contribué à la diversité locale tel qu'espéré, elle a cependant induit des changements dans la composition en espèces et la structure des communautés. Pour une exploitation durable des carrières, cette étude formule les recommandations suivantes:

- Définir et orienter des projets de restauration vers les carrières largement exploitées, c'est-à-dire celles faisant l'objet d'une superficie exploitée de plus de 0,7 ha. Utiliser dans ce contexte des espèces autochtones adaptées aux sites exploités;
- Prendre majoritairement en considération les versants et les carrières abandonnées il y a plus de 10 ans dans la mise en œuvre des mesures de restauration;

- Sensibiliser les exploitants et propriétaires terrain sur la conservation de quelques espèces vulnérables comme *Afzelia africana*, *Vitellaria paradoxa*, et en danger comme *Pterocarpus erinaceus*;

- Sensibiliser les populations riveraines sur la protection des sites restaurés.

En perspective, il sera question de documenter les facteurs biotiques et abiotiques influençant la succession spontanée afin de définir des mesures efficaces de restauration des sites excavés. Par exemple, des études futures peuvent s'intéresser à l'effet de l'hétérogénéité spatiotemporelle des sites exploitées sur la diversité locale. Les facteurs comme la topographie, la géologie, la composition physico-chimique et l'activité microbienne du sol doivent être impérativement examinés si les moyens le permettaient.

RÉFÉRENCES

- Aïtondji A.L., Toyi M.S.S., Kassa B., Sinsin B. (2016). Caractéristiques floristiques, phyto-sociologiques et écologiques de la végétation des carrières au Bénin. *Sciences de la vie, de la terre et agronomie*, 3: 13-24.
- Aïtondji A. L., Toyi M. S. S., Kassa B., Sinsin B. (2015). Caractéristiques floristiques, phytosociologiques et écologiques de la végétation des carrières en République du Bénin. *Science de la vie, de la terre et agronomie* REV. CAMES, 3: 2424-7235.
- Alday J.G., Marrs R.H., Martínez-Ruiz C. (2011). Vegetation convergence during early succession on coal wastes: a 6-year permanent plot study. *Journal of Vegetation Science*, 22: 1072-1083.
- Assédé E.P.S. (2014). Ecology of plant communities in the Biosphere Reserve of Pendjari, Benin (West Africa). Ph.D. Dissertation, Abomey-Calavi University, Bénin, 360 p.
- Assédé É.S.P., Azihou F.A., Adomou, A.C., Oumorou M., Sinsin B., (2015). Effet du relief sur la régénération des espèces ligneuses en zone soudanienne du Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 326: 15-24.
- Ballesteros M., Cañadas E.M., Foronda A., Fernández-Ondoño E., Peñas J., Lorite J. (2012). Vegetation recovery of gypsum quarries: short-term sowing response to different soil treatments. *Applied Vegetation Science*, 15: 187-197.
- Benes J., Kepka P., Konvicka M. (2003). Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conserv. Biol.*, 17: 1058-1069.
- Bétard F. (2013). Patch-scale relationships between geodiversity and biodiversity in hard rock quarries: case study from a disused quartzite quarry in NW France. *Geoheritage*, 5: 59-71.
- Bologna M., Aquino G. (2020). Deforestation and world population sustainability: a quantitative analysis. *Scientific Reports*, 10: 1-9.
- Bondé L., Ouédraogo O., Kagembèga F., Boussim J.I. (2013). Impact des gradients topographique et anthropique sur la diversité des formations ligneuses soudanienues. *Bois et Forêts des Tropiques*, 318: 15-25.
- Cabral L. de S., Valadares Filho S. de C., Detmann E., Malafaia P.A.M., Zervoudakis J.T.I., Alexandre Lima de Souza A.L. de S., Veloso R.G., Nunes P.M.M. (2006). Intake and digestibility in cattle fed tropical forage based diets. *Rev. Bras. Zootec. Rev. Bras. Zootec.*, 35: 2406-2412.
- Chao A. (2005). A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8: 148-159.
- Chao A., Lee S.-M. (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American statistical Association* 87: 210-217.
- Chao A., Ma K.H., Hsieh T.C., Chi C.H. (2016). A Brief introduction to SpadeR (R package): Species- Richness Prediction and Diversity Estimation.

- Chave S. (2002). Méthode intégrée de détermination de l'aléa inondation, poster. CETE Méditerranée.
- Chenot J., Jaunatre R., Buisson E., Dutoit T. (2017). Long-term effects of topsoil transfer assessed thirty years after rehabilitation of dry alluvial quarries in Southeastern France. *Ecological Engineering*, 99: 1-12.
- Chenot-Lescure J., Lescure F. (2019). Faut-il restaurer les carrières après exploitation? Potentialités écologiques des carrières abandonnées à moyen terme (30-40 ans). *Revue internationale d'écologie méditerranéenne*, 45: 5-34.
- Clements R., Sodhi N.S., Schilthuizen M., Ng P.K. (2006). Limestone karsts of Southeast Asia: imperiled arks of biodiversity. *Bioscience*, 56: 733-742.
- Colinvaux P.A. (1993). Invitation à la science de l'écologie. Ed. du Seuil.
- Collins S.L., Glenn S.M. (1997). Effects of organismal and distance scaling on analysis of species distribution and abundance. *Ecological applications*, 7: 543-551.
- Connell J.H., Slatyer R.O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111: 1119-1144.
- Cramer M.J., Willig M.R. (2005). Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos*, 108: 209-218.
- Cribari-Neto F., Zeileis A. (2010). Beta regression in R. *Journal of statistical software*, 34: 1-24.
- D'Almeida G.A.F., Kaki C., Tchoukou W., Gbewezoun V. (2015). Évaluation des impacts environnementaux liés à l'exploitation des calcaires et à la production de ciment à Onigbolo (sud-est du Bénin). *J. Rech. Sci. Univ. Lomé (Togo), Série A*, 3: 49-61.
- Djègo J., Sinsin B. (2006). Impact des espèces exotiques plantées sur la diversité spécifique des phytocénoses de leur sous-bois. *Systematics and Geography of Plants*, 76: 191-209.
- Frochot B., Godreau V. (1995). Intérêt écologique des carrières, terrils et mines. *Natures Sciences Sociétés*, 3: s66-s76.
- Ganglo J.C., Lejoly J., Pipar T. (1999). Le teck au Bénin: Gestion et perspectives. *Bois et Forêts des Tropiques*, 261: 17-27.
- Germano D., Machado R., Godinho S., Santos P. (2016). The impact of abandoned/disused marble quarries on avifauna in the anticline of Estremoz, Portugal: does quarrying add to landscape biodiversity? *Landscape Research*, 41: 880-891.
- Gilardelli F., Sgorbati S., Armiraglio S., Citterio S., Gentili R. (2015). Ecological filtering and plant traits variation across quarry geomorphological surfaces: implication for restoration. *Environmental management*, 55: 1147-1159.
- Gilardelli F., Sgorbati S., Citterio S., Gentili R. (2016). Restoring limestone quarries: hayseed, commercial seed mixture or spontaneous succession? *Land Degradation and Development*, 27: 316-324.
- Gounot M. (1969). Méthodes d'étude quantitative de la végétation. Masson et Cie.
- Hamm M., Drossel B. (2017). Habitat heterogeneity hypothesis and edge effects in model metacommunities. *Journal of theoretical biology*, 426: 40-48.
- Hurt G.C., Pacala S.W. (1995). The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of theoretical biology*, 176: 1-12.
- Huston M.A. (2014). Disturbance, productivity, and species diversity: empiricism vs. logic in ecological theory. *Ecology*, 95: 2382-2396.
- Hutchinson G.E. (1959). Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, 93: 145-159.
- ICMM (International Council on Mining and Metals) (2012). In Brief: Mining's Contribution to Sustainable Development-An Overview. London. International Council on Mining and Metals, London, United Kingdom, 8 p.
- Kang L., Ma S., Chen M., Yang J., Wang Y., Li R., Yao L., Bai H., Cai Z., Yang B.X. (2020). Impact on mental health and perceptions of psychological care among medical and nursing staff in Wuhan during the 2019 novel coronavirus disease outbreak: A cross-sectional study. *Brain, behavior, and immunity*, 87: 11-17.
- Kindt R. (2018). Package 'BiodiversityR'. R Project.
- Lucas G., Michell P., Williams N. (2014). Low cost quarry management producing high gain biodiversity: using GIS to quantify effective quarry management regimes, in: Proceedings of the 17th Extractive Industry Geology Conference. pp. 135-146.
- Martínez-Hernández F., Pérez-García F.J., Garrido-Becerra J.A., Mendoza-Fernández A.J., Medina-Cazorla J.M., Martínez-Nieto M.I., Calvente M.E.M., Poveda J.F.M. (2011). The distribution of Iberian gypsophilous flora as a criterion for conservation policy. *Biodiversity and Conservation*, 20: 1353-1364.
- MMSD (Mining, Minerals and Sustainable Development) (2002). Breaking New Ground. IIED, WBCSD, Joint FAO/IAEA Division of Nuclear Techniques in Food and Agriculture.
- Meeus I., Pisman M., Smagge G., Piot N. (2018). Interaction effects of different drivers of wild bee decline and their influence on host-pathogen dynamics. *Current Opinion in Insect Science*, 26: 136-141.
- Ngongolo K., Mtoka S. (2013). Using butterflies to measure biodiversity health in Wazo hill restored quarry. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 1: 81-86.
- Pielou E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13: 131-144.
- Prach K., Tichý L., Lencová K., Adámek M., Koutecký T., Sádlo J., Bartošová A., Novák J., Kovář P., Jírová A. (2016). Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. *Journal of Vegetation Science*, 27: 515-523.
- Santa G.D.K. (2007). Les pierres ornementales dans la commune de Natitingou: exploitation et impacts. Mémoire de maîtrise, Géographie, UAC Bénin, 82.
- Shannon C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27: 379-423.
- Sheil D., Burslem D.F. (2003). Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 18-26.
- Simón-Torres M., del Moral-Torres F., de Haro-Lozano S., Gómez-Mercado F. (2014). Restoration of dump deposits from quarries in a Mediterranean climate using marble industry waste. *Ecological engineering*, 71: 94-100.
- Smith C.D., Pontius J.S. (2006). Jackknife estimator of species richness with S-PLUS. *Journal of Statistical Software*, 15: 1-12.
- Sokpon N. (1995). Recherches écologiques sur la forêt dense semi-décidue de Pobè au Sud-Est du Bénin: groupements végétaux, structure, régénération naturelle et chute de litière. Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles, Belgique.
- Sourisseau, M., Le Guennec V., Le Gland G., Plus M., Chapelle A. (2017). Resource competition affects plankton community structure; evidence from trait-based modeling. *Frontiers in Marine Science*, 4: Article 52.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Terminski B. (2012). Mining-induced displacement and resettlement: social problem and human rights issue (A global perspective). *Natural Resources*, 7: 1-25.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M., Jeltsch F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31: 79-92.
- Trnkova R., Řehouňková K., Prach K. (2010). Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic. *Preslia*, 82: 333-343.
- UNICEM (2008). Carrières de roches massives: potentialités écologiques. Analyse bibliographique et réflexions. Paris.
- WBCSD (2011). World Business Council for Sustainable Development. Quarry Rehabilitation: The Holcim Experience. 20 Years of Rehabilitation in New Zealand. Cement Sustainability Initiative (CSI). Quarry Rehabilitation: Case Studies, Other Case Studies.
- Yang Z., Liu X., Zhou M., Ai D., Wang G., Wang Y., Chu C., Lundholm J.T. (2015). The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Scientific reports*, 5: 1-7.