

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université A. MIRA – BEJAIA

Faculté de Sciences de La Nature et de La Vie
Département de Sciences Biologique de l'Environnement
Spécialité écologie



Réf :

Mémoire de Fin de Cycle
En vue de l'obtention du diplôme

MASTER

Thème

**Impacts de la population sur la fragmentation de la Forêt
domaniale de Taourirt-ighilà Bejaia**

Présentée par

BEHRIA Dalila et MOUDJEB DRIFA

Soutenu le: 12/09/2023

Devant le jury composé de :

Mme : MANKOU Nadia	MCB	Présidente
Mme : KHERFALLH-AITECHE Tassadit	MAA	Encadreur
Mr : MOUSSAOUI Rabia	MCB	Examineur
Mme : SMAIL Megdouda	Inspecteur en chef	Co-encadreur

Année universitaire : 2022/ 2023

Remerciements

Tout d'abord, nous souhaitons remercier sincèrement Allah pour nous avoir donné la force et la détermination nécessaires pour mener à bien ce projet.

Nous tenons également à exprimer notre reconnaissance envers notre encadreur, Mme KHERFALLAH-AITECHÉ, pour sa patience, sa disponibilité et ses précieux conseils tout au long de ce travail. Ses orientations et ses suggestions ont grandement contribué à l'élaboration de ce mémoire.

Un grand merci également aux membres du jury pour avoir consacré leur temps et leurs compétences à l'évaluation de ce travail.

Nous tenons à exprimer notre gratitude envers Mme SMAÏL Megdouda pour son soutien et son assistance pendant notre stage, ainsi qu'à l'ensemble de l'équipe de conservation et de protection des forêts pour leurs conseils.

Enfin, nous souhaitons remercier tous les enseignants de la Faculté de biologie pour leur enseignement et leur soutien tout au long de notre parcours universitaire.



DEDICACES

*JE DEDIE MON TRAVAILLE A MON CHÈRE PÈRE
MONSIEUR MOUDJESAI D DECIDE LE 18 / 05/2023,
NULLE DEDICACE NE POURRA EXPRIMER MES
SENTIMENT MON REMERCEMENT A TES SACRIFICE
ET L'ENCOURAGEMENT A LONG DE MON CHEMIN
MON CHÈRE PAPA ET TON AMOUR ET TA
TENDRESSE QUE TU MA DONNE ET TA FRIERTÉ A
MOI*

*DE LA PART DE TA FILLE, QUE TU ES TOUJOURS
VIVAS DANS SONCŒUR ET Q'ELLE TOUJOUR FIERE
DE TOI JE TU OBLIER JAMAISQUE DIEUXT'ACCEILLE
DANS SON VASTE PARADIENCHALAH.*

*A MA CHÈRE MÈRE QUI MA DONNE DE COURAGE
POUR CONTINUEE MON TRAVILLE*

*A MES CHÈRES FRÈRES : MASSI, YOUBA, ET MA PETITE
SOURETTE LYDIA.*

*ETA MA CHÈRE GRAND MÈRE BAYA QUI NOUS A
QUETTER POUR UN MONDE MAILLIEURE ...*

*A MES CHÈRES AMIES : BRIKI SAMIA, AZIRI
DJOUHARE, OURARI RBIHA, BEDAR TINEHINANE*

« DRIFA »

Dédicaces

Je dédie ce travail avec une profonde reconnaissance à celle qui m'a donné la vie et m'a élevée avec tendresse, mon soleil, ma raison d'exister, à ma très chère maman. Que dieu te garde.

Je souhaite dédier ce travail également à mon cher père qui ne cesse de se sacrifier pour moi. Tu es ma fierté, mon bonheur, mon espoir et mon refuge. Que dieu te garde.

A mes chères sœurs Karima et son mari Nassim et leur fille Ayla et ma petite sœur Ibtissem.

A Mon cher frère Massi.

A mes chères copines Djidji, Sam, Dia, Amel avec qui j'ai partagé mes meilleurs moments.

A tous ceux qui m'ont accompagnée durant ces années à la famille universitaire, à tous les professeurs, aux enseignants qui ont contribué à ma formation.



LISTE DES FIGURES

Figure 01: La Fragmentation.....	11
Figure 02: Carte de Situation de la forêt domaniale de TaourirtIghil.....	18
Figure 03: Carte des courbes de niveau de la forêt domaniale de taourirtighil.....	20
Figure 04 : Carte des infrastructures routières et habitations au niveau de la forêt domaniale de taourirt Ighil.....	22
Figure 05: Carte du réseau hydrographique de la forêt domaniale de TaourirtIghil.....	23
Figure 06: Répartition des précipitations dans la zone d'étude Taourirt-Ighi (1987-2022).....	25
Figure 07: Les moyennes de températures maximales de la forêt de TaourirtIghil pour la période (1987-2022).....	26
Figure 08: Les moyennes de températures minimales de la forêt de TaourirtIghil pour la période (1987-2022).....	27
Figure 09: Diagramme ombrothermique du point haut.....	28
Figure 10: Diagrammes ombrothermiques du point bas.....	29
Figure 11: Situation bioclimatique de la station d'étude sur le climagramme D'Emberger modifié par (Stewart (1969)).....	35
Figure12: Analyse de la composition colorée 1987.....	36
Figure 13: Carte Indice de Végétation de l'année 1987.....	36
Figure 14 : Valeurs de l'INDVI de l'année 1987.....	37
Figure15: Analyse de la composition colorée 2022.....	38
Figure16: Valeurs de l'INDVI de l'année 2022.....	39
Figure 17 : Carte Indice de Végétation de l'année 2022.....	40
Figure 18: Carte des infrastructures routières et habitations de la forêt de TaourirtIghil(CFB,2023)	46
Figure 19: Carte des tranchéespare-feu de la FDde Taourirt ighil (CFB,2023).....	48

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Estimations des surfaces forestières et du taux de déforestation par grande zone écologique.....	6
Tableau II : Etat de la biomasse forestière et perte annuelle due à la déforestation.....	6
Tableau III: les différents cantons de la foret domaniale de TaourirtIghil.....	19
Tableau IV: les infrastructures de la zone d'étude, leurs longueurs ainsi que leurs superficies.....	21
Tableau V: Valeurs des rapports d'ajustement des précipitations des stations d'étude.....	25
Tableau VI: Valeurs du quotient pluviothermique de Stewart pour Bejaia et la zone d'étude.....	29
Tableau VII: Une série d'images utilisées et leurs critères.....	30

LISTE DES ABREVIATIONS

CFB: Conservation de la Forêt de la Wilaya de Bejaia

Cm: Centimètre

CW : Chemin de Wilaya

DGF: Direction Générale des forêts

FAO: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture

FD: Forêt Domaniale

FEM: Fonds pour l'Environnement Mondiale

Ha: Hectare

Km: Kilomètres

M:Mètres

MF: Maison Forestière

NDVI: Indice de végétation normalisée

QGIS: Quantum Géographique information système

RN: Route Nationale

Tables des matières

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES ABREVIATIONS

Introduction.....1

CHAPITRE I: synthèse bibliographique

I. Quelques définitions.....	3
I.1. La forêt dégradée.....	3
I.2. La fragmentation des paysages.....	4
I.3. La fragmentation d'habitat	4
I.4. La déforestation.....	5
II. La fragmentation forestière.....	7
II.1. Définition de la fragmentation forestière.....	7
II.2. Les causes de la fragmentation forestière.....	8
II.2.1. Les incendies	8
II.2.2. Agriculture intensive.....	9
II.2.3. Surpâturage et dégradation forestière	9
II.2.4. L'urbanisation.....	9
II.2.5. Les infrastructures.....	10
II.3. Les conséquences de la fragmentation forestière.....	11
II.3.1. Perte de la biodiversité.....	12
II.3.2. Erosion de sol et perte des éléments constitutifs du sol.....	13
II.3.3. Changement climatique.....	14
II.4. Principales théories de la fragmentation.....	14
II.4.1. Théories de la biogéographie insulaire.....	14
II.4.2. Théorie des métapopulations.....	15
II.4.3. Modèle de l'écologie du paysage.....	16

CHAPITRE II : Présentation de la zone d'étude

I. Présentation de la zone d'étude : Forêt domaniale de TaourirtIghil.....	17
I.1. Situation administrative.....	17

I.2. Situation géographique.....	17
I.3. Situation régionale	18
I.4. le relief.....	19
I.5. Infrastructures de la zone d'étude.....	21
I.6. Hydrographie.....	22
I.7. La végétation	23
II. Etude climatique.....	24
II.1. précipitation Taourirt-Ighil.....	24
II.2. Les températures.....	25
II.3. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen.....	27
II.4. Climagramme d'Emberger.....	29

CHAPITRE III : Méthodologie

I. Méthodologie	30
I.1. Choix et collecte de données	30
I.2. Traitement et analyse de données.....	31
I.3. Composition colorée	33

CHAPITRE IV: Résultats et discussion

I. Interprétation des résultats	34
I.1. Analyse de la composition colorée de l'année 1987.....	34
I.2. Analyse de l'INDVI de l'année 1987.....	35
I.3. Analyse de la composition colorée de l'année 2022.....	38
I.4. Analyse de l'NDVI de l'année 2022	39
II. Discussion	40
Conclusion	48

Références bibliographiques

Annexes

Résumé

La fragmentation de l'habitat est considérée comme la plus grande menace pour la biodiversité au niveau mondial (Brooks *et al.*, 2002; Bartlett *et al.*, 2016). La fragmentation de l'habitat se produit lorsque de vastes étendues d'habitats continus sont divisées en plusieurs parcelles de taille réduite, isolées les unes des autres par une matrice d'habitats différents de celui qui était initialement présent. Cela entraîne une augmentation des bordures et une réduction de l'habitat intérieur (Franklin *et al.* 2002).

La fragmentation affecte la biodiversité indigène en réduisant la taille de l'habitat, en diminuant la quantité d'habitat forestier intérieur, en isolant les populations existantes, et en modifiant les microclimats (Csuti et Noss 1994, Saunders *et al.*, 1991). L'isolement est accru par la perte de corridors reliant les habitats naturels et par l'intégration des habitats naturels dans des paysages urbains qui entravent le déplacement des organismes. Les analyses menées par American Forests (2002) montrent que la couverture forestière de quatre zones métropolitaines - Atlanta, Chattanooga, Houston et Roanoke - ainsi que du comté de Fairfax, près de Washington, DC, a diminué de plus de 585 000 hectare sur une période de 24 ans.

De nombreuses études ont conclu que la perte et la fragmentation des habitats forestiers naturels sont les principaux facteurs responsables de la diminution de l'abondance des populations et de l'extinction des espèces (Fahrig 2003; Robinson *et al.*, 1995; Tschamtké *et al.* 2002). Ces études soulignent l'importance de préserver les habitats forestiers intacts et de limiter la fragmentation afin de maintenir la biodiversité et les populations d'espèces.

La Forêt Domaniale de Taourirt Ighil à Bejaia, en Algérie. Cette forêt, qui a une grande valeur écologique et socio-économique, subit une pression croissante de la population locale, ce qui peut entraîner une fragmentation accrue de son couvert végétal.

Selon Erten E, kurgun et musaoglu (2004), l'analyse des compositions colorées et des indices de végétation normalisés (NDVI) à partir des images satellitaires Landsat permet d'évaluer l'état de la végétation et de détecter les changements dans la couverture végétale au fil du temps.

Cette étude vise à utiliser ces images datées de 1987 et 2022 pour comparer et analyser les variations de l'NDVI dans la Forêt Domaniale de Taourirt Ighil sur une période de 35 ans. L'objectif est d'évaluer l'ampleur de la fragmentation de la forêt, d'identifier les facteurs qui y contribuent et de proposer des mesures de gestion appropriées pour atténuer ces

impacts. Ce faisant, il sera possible de mieux comprendre les interactions entre la population et l'environnement forestier, notamment en ce qui concerne la déforestation, l'expansion des zones agricoles et urbaines, et d'autres changements dans la couverture végétale.

Notre travail est organisé en trois chapitres pour examiner en détail notre sujet de recherche sur la fragmentation de la forêt de TaourirtIghil à Bejaia. Le premier chapitre présentera les généralités sur la fragmentation, en expliquant les concepts clés, les causes et les conséquences de ce phénomène. Le deuxième chapitre se concentrera sur la présentation de la forêt de TaourirtIghil, Le troisième chapitre présentera les résultats de notre étude et engagera une discussion sur ces résultats. Nous conclurons notre travail en résumant les principaux résultats et en soulignant quelques perspectives pour de futures recherches dans ce domaine.

I. Quelques définitions

I.1. La forêt dégradée

La dégradation de la forêt est un phénomène préoccupant qui se produit dans différentes régions du monde. Elle est causée par divers facteurs tels que la déforestation, l'exploitation forestière non durable, la fragmentation de l'habitat, la pollution et le changement climatique. La dégradation de la forêt entraîne une détérioration de la qualité et de la quantité des ressources forestières, ce qui a des conséquences néfastes sur l'environnement et les communautés locales qui dépendent des ressources forestières pour leur subsistance (Rakotondrasoana *et al.*, 2013).

La dégradation de la forêt peut se manifester par des indicateurs tels que la densité des arbres, la hauteur moyenne, le diamètre moyen des arbres, la surface terrière, la densité de la régénération et du sous-bois, ainsi que la distribution des espèces végétales. Ces indicateurs permettent d'évaluer l'état de santé de la forêt et de comprendre les changements qui se produisent au fil du temps (Rakotondrasoana *et al.*, 2013).

Il est essentiel de mettre en place des mesures de gestion durable des forêts pour prévenir et réduire la dégradation de la forêt. Cela implique la mise en œuvre de pratiques d'exploitation forestière durable, la protection des aires protégées, la régénération des zones dégradées et la sensibilisation des communautés locales à l'importance de la conservation des ressources forestières (Caballero et Mohieldin, 2015).

Les objectifs de développement durable des Nations Unies incluent la gestion durable des forêts, la lutte contre la désertification et l'appauvrissement des terres, ainsi que la préservation et la restauration des écosystèmes terrestres. Ces objectifs visent à promouvoir la conservation et l'utilisation durable des forêts pour assurer leur rôle crucial dans la préservation de la biodiversité, la régulation du climat, la protection des sols et de l'eau, et le soutien des communautés locales (Caballero et Mohieldin, 2015).

Les résultats des recherches mettent en évidence la dégradation de la forêt dans différentes régions du monde. Un exemple pertinent est la dégradation de la forêt dense humide en Côte d'Ivoire, où le contexte pluviométrique s'est fortement détérioré au cours des vingt-cinq dernières années. Cette détérioration s'est traduite par une diminution brutale des précipitations, ce qui menace l'équilibre de la forêt dense humide dans la région (Brou, 1998).

Ainsi les forêts sont fortement dégradées, et les cultures industrielles ont pris le dessus. Le taux de déforestation moyen annuel depuis 1986 est de 2,8% (Cuny *et al.*, 2023).

I.2. La fragmentation des paysages

La fragmentation des paysages se réfère à la division d'un paysage continu en plusieurs fragments plus petits et isolés en raison de l'activité humaine ou d'autres facteurs. Cela se produit lorsque des barrières physiques ou des interruptions dans la connectivité écologique, tels que les routes, les infrastructures, les zones urbaines ou agricoles, divisent un habitat naturel en morceaux plus petits (Courault *et al.*, 2018 ;Mama *et al.*, 2013).

La fragmentation des paysages peut avoir des conséquences négatives sur la biodiversité. Elle peut entraîner la perte d'habitats et la fragmentation des populations animales, ce qui peut rendre plus difficile la dispersion, la reproduction et la survie des espèces. Les espèces spécialisées, qui ont des besoins spécifiques en matière d'habitat, peuvent être particulièrement affectées par la fragmentation des paysages (Laforge, 2020).

Les communautés locales peuvent également être touchées par la fragmentation des paysages. Par exemple, dans certaines régions où l'élevage de rennes semi-domestiques est pratiqué, la fragmentation des paysages peut avoir un impact inégal sur les communautés en fonction de facteurs tels que la distribution des communautés le long des écotones, le taux d'exploitation forestière, la présence d'infrastructures de transport, etc (Devictor, 2007).

Les activités humaines et la croissance démographique ont été identifiées comme les principales causes de la fragmentation des paysages. Ces changements dans les paysages peuvent avoir des conséquences importantes sur l'équilibre des écosystèmes et la durabilité des ressources naturelles (Mama *et al.*, 2013).

I.3. La fragmentation d'habitat

La fragmentation d'habitat est une conséquence directe de la fragmentation de la forêt, où de vastes zones forestières sont divisées en fragments plus petits et isolés. Cette fragmentation a des répercussions négatives sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. Les conséquences de la fragmentation d'habitat incluent la diminution de la biodiversité, des changements dans la composition des espèces, une augmentation des effets de bordure, l'isolement des populations et des altérations des processus écologiques (Chauvet, 2001; Dobeš *et al.*, 2017; Fietz *et al.*, 2014; Hovington, 2010; Jumeau, 2017; Mergey, 2007).

Des études ont été menées dans différentes régions pour examiner les conséquences de la fragmentation de la forêt sur la fragmentation d'habitat. En France, une étude a montré que les routes jouent un rôle majeur dans la fragmentation, avec des propositions de passages pour la faune pour réduire les effets négatifs (Jumeau, 2017). En Côte d'Ivoire, une étude a révélé que même de petits fragments de forêt conservent une composition végétale similaire à celle de la forêt d'origine et servent de sources de graines pour la dispersion et le maintien des espèces forestières dans la région (Martin, 2008). En Belgique, la fragmentation d'habitat est la principale menace pour la biodiversité des habitats semi-naturels, avec la taille des fragments d'habitat étant le principal facteur déterminant la richesse des communautés et la composition spécifique (Fletgen, 2020). En Guyane française, malgré le déclin de la diversité des mammifères, une espèce de gros rongeurs (l'agouti) joue un rôle clé dans la dispersion des graines, permettant le recrutement de jeunes plants à distance des arbres mères (Hervet, 2013). En France, la fragmentation de l'habitat forestier a des conséquences sur les populations de martres d'Europe, avec une occupation préférentielle des sites fragmentés et une réduction de l'amplitude de déplacement quotidien (Barima *et al.*, 2009). Ces exemples démontrent les conséquences significatives de la fragmentation de la forêt sur la fragmentation d'habitat, avec des impacts négatifs sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes.

I.4. La déforestation

La déforestation est le processus de destruction ou de conversion des forêts en d'autres types de terres, tels que des terres agricoles, des zones urbaines ou des plantations (Mama *et al.*, 2013). Les principales causes de la déforestation sont l'agriculture itinérante sur brûlis, l'exploitation forestière, la carbonisation, l'urbanisation, les feux de végétation et les plantations (Mama *et al.*, 2013). Ce phénomène a de graves conséquences sur la biodiversité, la qualité de l'air, la qualité de l'eau, le climat et les communautés locales qui dépendent des forêts pour leur subsistance. Des études ont montré une réduction significative de la couverture forestière dans certaines régions, comme au Bénin, où la couverture forestière est passée de 35,46% en 1986 à 9,97% en 2016 (Akpoyèti *et al.*, 2018).

Le tableau I récapitule les surfaces forestières et le taux de déforestation par zone écologique.

Tableau I : Estimations des surfaces forestières et du taux de déforestation par grande zone écologique, en millions d'ha (mha) (F.A.O., 1995)

Zone forestière	Surface forestière 1990	Déforestation annuelle entre 1981-90	
	mha	mha	% par an
<u>Formations de basse altitude</u>			
• Forêts ombrophiles sempervirentes	718,3	4,6	0,6
• Forêts humides décidues	587,3	6,1	1,0
• Formation sèches et très sèches	238,3	2,2	0,9
<u>Formations d'altitude</u>	204,3	2,5	1,1
<u>Zone non forestières</u>	8,1	0,1	1,0
TOTAL	1756,3	15,4	0,8

Cependant, l'état de la biomasse forestière et la perte annuelle due à la déforestation sont variables à travers le monde (Tableau II)

Tableau II : Etat de la biomasse forestière et perte annuelle due à la déforestation

Zones	Surface forestière 1990 (millions ha)	Biomasse (millions T.)	Perte		
			Surface (m. ha)	Biomasse (m. T)	% du total
Afrique	527.6	70.144	4.1	479	19
Asie-pacifique	310.6	56.170	3.9	732	29
Amérique latine –Caraïbes	918.1	169.844	7.4	1303	52
TOTAL	1756.3	296.158	15.4	2514	100

II. La fragmentation forestière

II.1. Définition de la fragmentation forestière

La fragmentation forestière est un processus par lequel une grande forêt est divisée en plusieurs fragments plus petits en raison d'activités humaines telles que l'exploitation forestière, l'agriculture, l'urbanisation et la construction de barrages hydroélectriques. Cette fragmentation a des conséquences négatives sur la biodiversité et la régénération des espèces végétales (Bouget *et al.*, 2009; Chauvet, 2001; Mosnier, 2008; Mouhamadou *et al.*, 2013). Les effets de la fragmentation forestière peuvent varier en fonction de la taille et de la forme des fragments, de leur distance par rapport à la forêt continue, de la durée d'isolement et de la pression humaine (Chauvet, 2001; Kaleba *et al.*, 2018; Martin, 2008; Sambieni *et al.*, 2015; Rakotondratsimba et Goodman, 2023 ;Yeo *et al.*, 2013). Les fragments de forêt peuvent servir de refuges pour les espèces qui composent la forêt primaire, mais ils peuvent également subir une forte pression anthropique (Martin, 2008; Sambieni *et al.*, 2015; Yeo *et al.*, 2013).

Certaines études ont montré que même de petits fragments de forêt peuvent conserver une composition végétale similaire à celle de la forêt d'origine et jouer un rôle important dans la dispersion et la régénération des espèces forestières. Ces fragments peuvent agir comme des refuges pour les espèces et maintenir une certaine diversité biologique (Martin, 2008).

Cependant, il est important de noter que la fragmentation de la forêt peut également avoir des conséquences négatives sur les interactions entre les organismes. Par exemple, elle peut perturber les relations entre les plantes et les animaux qui dépendent de la forêt continue pour leur survie et leur reproduction (Chauvet, 2001). La fragmentation peut également entraîner une diminution de la taille des populations, ce qui peut conduire à une perte de diversité biologique à long terme (Bouget *et al.*, 2009; Mosnier, 2008). Ces changements modifient l'équilibre écologique préexistant dans l'écosystème et peuvent avoir des répercussions sur la stabilité et la résilience de la forêt fragmentée (Chauvet, 2001).

C'est pourquoi il est important de prendre en compte les conséquences de la fragmentation forestière dans la planification et la gestion des forêts. Les résultats de nombreuses études ont permis de mieux comprendre ces conséquences et ont contribué à l'élaboration de stratégies d'aménagement forestier visant à promouvoir le développement durable des forêts (Mouhamadou *et al.*, 2013; Vézina, 2009; Yeo *et al.*, 2013). Ces stratégies

visent à minimiser la fragmentation, à maintenir la connectivité entre les fragments de forêt et à protéger les corridors écologiques permettant le déplacement des espèces entre les fragments (Chauvet, 2001; Mouhamadou *et al.*, 2013).

II.2. Les causes de la fragmentation forestière

La dégradation de la forêt et la fragmentation forestière peuvent être causées par plusieurs facteurs. Les facteurs de perturbations sont multiples, certains connus et communs de toute l'Algérie voir la méditerranée comme les incendies, défrichement, érosion, pacage et coupes illicites. Les pressions exercées par la croissance démographique et les contraintes socio-économiques, telles que l'urbanisation, l'expansion agricole et les pressions économiques, contribuent à la fragmentation des massifs forestiers (Oumar *et al.*, 2020; Tan *et al.*, 2023).

II.2.1. Les incendies

Les incendies de forêt peuvent entraîner une dégradation importante des écosystèmes forestiers. En Provence, par exemple, les incendies ont entraîné un remplacement des chênes verts et pubescents par les pins d'Alep, ce qui a conduit à une dégradation continue de la végétation et des sols (Nicod, 1951).

En Algérie, les zones boisées sont exposées à un risque récurrent d'incendies de forêt en raison de l'inflammabilité élevée des espèces forestières méditerranéennes pendant l'été (Zahira et Hadj, 2017). Ces incendies contribuent donc à la fragmentation de la forêt, ce qui a des conséquences importantes sur l'environnement et la biodiversité.

Au Portugal, la transformation des espaces agricoles en forêts a également favorisé l'érosion mécanique des systèmes de terrasses, ce qui entraîne une instabilité des versants, aggravée par les incendies de forêt (Lourenço, 2005).

Ces incendies ont des conséquences néfastes sur les écosystèmes forestiers, contribuant à la dégradation des sols et à la perte de biodiversité (Laurent et Maître, 1992; Nicod, 1951). Ils peuvent détruire la végétation, entraîner une perte de biodiversité, modifier les conditions environnementales, augmenter les risques de catastrophes naturelles, accélérer le changement climatique et perturber les écosystèmes aquatiques (Hofmann *et al.*, 1998; Martin *et al.* 1993; Robert, 2020; Wohlgemuth *et al.*, 2010). Afin de minimiser l'impact de ces incendies, il est crucial de mettre en place des mesures de prévention et de lutte contre les

incendies, telles que la sensibilisation du public, la création de zones tampons et la surveillance accrue, pour protéger les forêts et les écosystèmes qu'elles abritent.

II.2.2. Agriculture intensif

L'agriculture intensive est une cause majeure de fragmentation des habitats forestiers. Les activités agricoles, notamment l'agriculture itinérante sur brûlis et l'expansion des cultures industrielles, peuvent entraîner la déforestation et la fragmentation des massifs forestiers, ce qui a des conséquences sur la biodiversité et la durabilité des ressources naturelles (Cuny *et al.*, 2023; Longomba *et al.*, 2013; Oumar *et al.*, 2020).

L'agriculture itinérante sur brûlis, qui consiste à défricher et à cultiver de nouvelles terres en brûlant la végétation existante, peut entraîner une fragmentation des habitats forestiers. Les feux utilisés dans cette pratique peuvent détruire des zones forestières importantes, créant ainsi des clairières et des zones dénudées (Longomba *et al.*, 2013). De plus, l'expansion des cultures industrielles, comme l'huile de palme ou le cacao, peut entraîner la conversion de vastes étendues de terres forestières en monocultures intensives, ce qui entraîne également la fragmentation des massifs forestiers (Cuny *et al.*, 2023).

II.2.3. Surpâturage et dégradation forestière

Le surpâturage est une cause importante de fragmentation des habitats et de dégradation des forêts, comme l'ont souligné plusieurs études de recherche.

Le surpâturage intensif modifie la structure et la composition des paysages, créant des clairières, des zones dénudées et des sols compactés, ce qui divise les habitats en petites îles isolées et limite la connectivité entre les populations animales et végétales (Oumar *et al.*, 2020). Mouhamadou *et al.* (2013) ont souligné l'impact négatif du surpâturage sur les corridors écologiques, qui sont des zones cruciales pour la dispersion des espèces. Lorsque les animaux pâturent excessivement le long de ces corridors, ils détruisent la végétation et réduisent la fonctionnalité de ces voies de déplacement, entraînant une fragmentation des habitats et une isolation des populations animales.

II.2.4. L'urbanisation

L'urbanisation est en effet l'un des facteurs majeurs de fragmentation de l'habitat et de dégradation forestière. L'expansion des zones urbaines et le développement des

infrastructures entraînent la destruction des habitats naturels, y compris les massifs forestiers. Cette pression exercée sur les terres environnantes peut entraîner une déforestation accrue (Djaouga *et al.*, 2022; Di Pietro *et al.*, 2016; Jaeger, 2012; Laurent et Maître, 1992; Sako *et al.*, 2013; Tan *et al.*, 2023).

Dans de nombreuses régions, l'urbanisation rapide est associée à des activités humaines telles que la production agricole intensive, l'exploitation forestière et l'élevage bovin, qui contribuent également à la dégradation des massifs forestiers (Djaouga *et al.*, 2022). Ces activités peuvent exercer une pression supplémentaire sur les écosystèmes forestiers déjà fragilisés par l'urbanisation.

Pour évaluer et surveiller la dégradation forestière causée par l'urbanisation, les techniques de télédétection combinées aux analyses sur le terrain sont utilisées. Ces méthodes permettent de cartographier et de quantifier les changements d'utilisation des terres, y compris la conversion des forêts en zones urbaines (Bourgoin, 2015; Djaouga *et al.*, 2022).

II.2.5. Les infrastructures

Le développement d'infrastructures dans les forêts peut avoir diverses conséquences, notamment le déplacement des communautés locales (Ahsan *et al.*, 2016). Les mégaprojets de développement tels que les projets d'infrastructure nécessitent souvent de grandes quantités de terres, ce qui peut entraîner la perte de terres, de revenus, d'emplois, de structures sociales, de modes de vie traditionnels, de culture et de contrôle sur les ressources naturelles telles que les forêts et les rivières.

Les infrastructures routières, telles que les routes, ont un impact significatif sur la biodiversité en contribuant à la fragmentation des habitats (Conruyt-Rogéon et Girardet, 2011; Di Pietro *et al.*, 2016; Jaeger, 2012; Oumar *et al.*, 2020; Rodrigues, 2014). La construction de routes crée des barrières physiques et perturbe les déplacements des espèces animales, menaçant leur survie.

La fragmentation des habitats est une pression importante pour les massifs forestiers (Oumar *et al.*, 2020). Les infrastructures routières contribuent à cette fragmentation, ce qui pose des défis pour l'équilibre entre la mobilité, le développement économique, la sécurité routière et la protection de l'environnement lors de la construction de routes (Gauthier, 2005).

L'implantation d'un réseau routier a divers impacts écologiques (Forman et Alexander, 1998). Cela inclut l'évitement d'espèces en raison du bruit des véhicules, l'augmentation des collisions avec la faune, la création de barrières pour les déplacements des espèces, la mobilité accrue des grands prédateurs, l'accès facilité aux activités humaines et l'amplification de l'effet de bordure dans les habitats fragmentés.

La fragmentation des habitats a des conséquences importantes sur la viabilité des populations animales (Primack, 2002). Elle réduit le potentiel de dispersion et de colonisation, limite l'accès à la nourriture et divise les populations à l'échelle du paysage. Ces conséquences rendent certaines espèces particulièrement vulnérables dans les paysages fragmentés.

II.3. Les conséquences de la fragmentation forestière

La fragmentation des habitats (Figure 01) est le processus qui divise une zone continue d'habitat en fragments de tailles variables, créant ainsi un paysage hétérogène avec des fragments d'habitats isolés dans une matrice paysagère. Cette fragmentation est principalement causée par les activités humaines telles que la construction d'infrastructures et l'urbanisation.

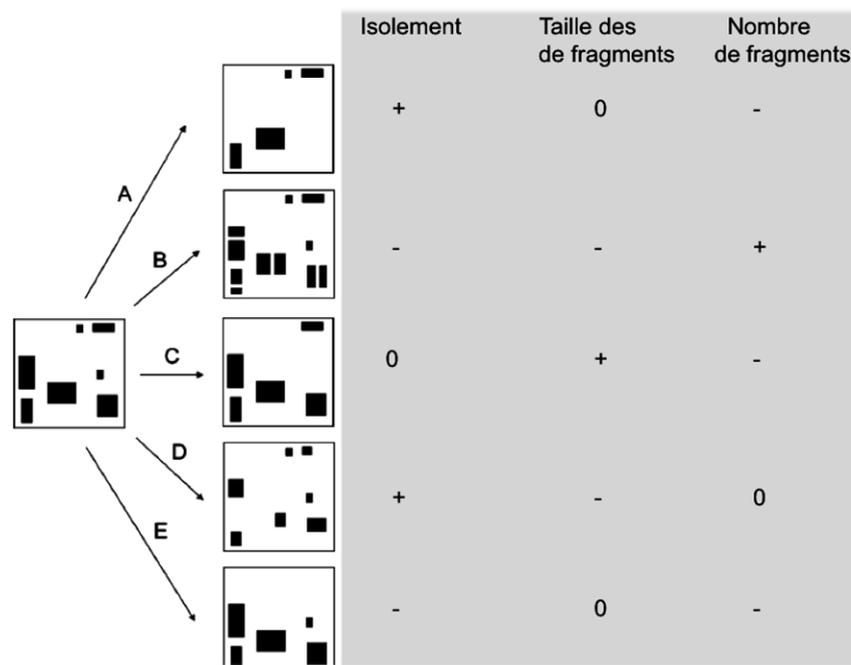


FIGURE 01:La Fragmentation (Thompson et Ronce, 2010).

La perte d'habitat peut se faire de plusieurs manières avec des conséquences très variables pour sa configuration spatiale. Dans certains cas le nombre de fragments diminuer (-) pendant que le degré

d'isolement augmente (+), sans pour autant influencer (0) la taille moyenne des fragments (schéma A). Dans d'autres circonstances, le degré d'isolement diminue au contraire avec une augmentation du nombre de fragments de taille plus petite (schéma B). On peut aussi observer une augmentation soit de la taille moyenne des fragments lié à la perte des plus petits fragments (C) soit un nombre constant de fragments, de plus petite taille et plus isolés (schéma D). Finalement, une diminution du nombre de fragments peut également être compatible avec une diminution de leur isolement (schéma E)!

Les conséquences de la fragmentation sont multiples. Tout d'abord, la diminution de la superficie des habitats entraîne une réduction des ressources disponibles pour les espèces, ce qui peut conduire à une diminution du nombre d'espèces ou d'individus par espèce (Bolger *et al.*, 2000; Pimm, 1998). De plus, l'augmentation de la densité des lisières dans le paysage modifie la composition en espèces de chaque fragment d'habitat restant, généralement au détriment des espèces spécialistes (Bolger *et al.*, 2000). Ensuite, les fragments d'habitats isolés peuvent avoir un impact sur les flux biologiques, car la matrice entre les fragments peut être hostile aux espèces et peu perméable (Burel et Baudry, 1999; Ricketts, 2001). Cela peut entraîner un isolement progressif des fragments, limitant ainsi les échanges génétiques et les déplacements des espèces (Bender *et al.*, 1998; Bett *et al.*, 2006; Hanski et Ovaskainen, 2000).

II.3.1. Perte de la biodiversité

Lorsqu'une forêt est fragmentée en petites parcelles, les habitats naturels des espèces sont morcelés. Les animaux qui dépendent d'un habitat forestier continu peuvent se retrouver isolés dans des îlots de forêt, ce qui limite leurs déplacements et leur accès à la nourriture, à l'eau et aux partenaires reproducteurs. Cela peut entraîner une diminution des populations, voire une extinction locale de certaines espèces. De plus, la fragmentation forestière peut favoriser l'arrivée d'espèces invasives et le développement de maladies, car les écosystèmes fragmentés sont souvent plus vulnérables aux perturbations.

Plusieurs études de recherche ont confirmé les conséquences négatives de la fragmentation de la forêt sur la biodiversité. Par exemple, Raherilalao (2001) a révélé que la diversité des oiseaux forestiers diminue lorsque la taille des îlots de forêt se réduit. Les recherches menées par Gurd *et al.* (2001), Schmiegelow et Mönkkönen (2002), Steffan-Dewenter *et al.* (2002) et Wettstein et Schmid (1999) ont démontré que la perte d'habitat entraîne une diminution de la richesse spécifique des espèces. Aléssio (2010) a également souligné l'impact de la fragmentation de la forêt sur les micromammifères, ce qui peut avoir

des répercussions sur la santé humaine. De plus, Raymond-Bourret (2017) a constaté que la fragmentation peut modifier les relations trophiques entre le caribou forestier, ses prédateurs et ses proies alternatives, entraînant une augmentation de la pression de prédation sur le caribou. Les recherches de Komonen *et al.* (2000) ont montré que la perte d'habitat réduit la longueur des chaînes trophiques, tandis que Taylor et Merriam (1995) ont constaté que cela modifie les interactions entre les espèces. En outre, Gibbs et Stanton (2001) ont observé une diminution du nombre d'espèces spécialistes de grande taille due à la perte d'habitat.

D'autres recherches ont également montré que la perte d'habitat due à la fragmentation de la forêt a un impact sur l'abondance et la répartition des populations animales. Des études telles que Best *et al.* (2001), Gibbs (1998), Guthery *et al.* (2001), Hanski *et al.* (1996), Sánchez-Zapata et Calvo (1999) et Venier et Fahrig (1996) ont démontré que la perte d'habitat affecte négativement ces paramètres.

En ce qui concerne le comportement animal, la perte d'habitat a été associée à un impact négatif sur le succès de reproduction, comme l'ont montré les recherches de Kurki *et al.* (2000). Elle a également été liée à une réduction du succès de dispersion, comme l'ont démontré les études de Bélisle *et al.* (2001), Pither et Taylor (1998), With et Crist (1995) et With et King (1999). De plus, la perte d'habitat a un effet sur le taux de prédation, comme l'ont observé Bergin *et al.* (2000) et Hartley et Hunter (1998). Les comportements alimentaires, qui ont un impact sur le taux de réussite de recherche de nourriture, sont également affectés par la perte d'habitat, selon les recherches de Mahan et Yahner (1999).

II.3.2. Erosion de sol et perte des éléments constitutifs du sol

La fragmentation de la forêt peut avoir des conséquences néfastes sur les sols, entraînant une érosion et une perte des éléments essentiels. Des études, telles que celle réalisée par Longomba *et al.* (2013), ont montré que la déforestation et la fragmentation de la forêt peuvent considérablement réduire la quantité de matière organique dans le sol. De plus, Tavares (2010) a souligné que l'érosion des sols causée par la fragmentation de la forêt peut entraîner la perte de la couche arable, réduisant ainsi la capacité du sol à soutenir la croissance des plantes. Par ailleurs, l'érosion des sols peut entraîner le transport de sédiments et d'éléments constitutifs du sol, tels que les métaux lourds, dans les sources d'eau potable, ce qui peut entraîner une contamination de l'eau (Tavares, 2010). En outre, cette érosion peut également augmenter la présence de poussière dans l'air, affectant ainsi la qualité de l'air pour les humains et les animaux (Tavares, 2010).

II.3.3. Changement climatique

Les forêts jouent un rôle crucial dans le cycle du carbone en absorbant le dioxyde de carbone de l'atmosphère et en le stockant dans la biomasse et les sols. Cependant, lorsque la forêt est fragmentée, cela peut perturber ce processus et entraîner des émissions accrues de carbone. Lorsque les forêts sont fragmentées, cela peut entraîner une diminution de la superficie totale de la forêt, ce qui réduit la capacité de stockage du carbone.

La fragmentation de la forêt peut avoir des effets sur le changement climatique en raison de la capacité de la forêt à réguler le climat en absorbant le dioxyde de carbone et en produisant de l'oxygène (Chaste, 2019). En outre, la fragmentation de la forêt peut entraîner une perte de la biodiversité, ce qui peut avoir des effets négatifs sur les écosystèmes et les humains, et peut également avoir des répercussions sur le changement climatique (Dufour, 2012). Les changements climatiques peuvent également avoir des effets sur la forêt, tels que l'augmentation des risques d'incendie et la modification des conditions de croissance des arbres (Chaste, 2019; Leuch *et al.*, 2017). Ces effets soulignent l'importance de la conservation de la biodiversité et de la gestion durable des forêts pour préserver les écosystèmes et les humains, ainsi que pour atténuer les effets du changement climatique.

De plus, le changement climatique peut affecter la santé des forêts en introduisant de nouveaux agents pathogènes et en perturbant l'adaptation des espèces d'arbres aux nouvelles conditions climatiques (Prieto-Recio, 2012). Cela peut avoir des répercussions sur la structure des populations et des communautés, les processus micro-évolutifs et la dynamique des plantes.

II.4. Principales théories de la fragmentation

II.4.1. Théories de la biogéographie insulaire

La théorie de la biogéographie insulaire, selon Carrière *et al.* (2008), se base sur l'étude des habitats favorables sur des îles océaniques pour comprendre les corridors de migration de la faune. Elle établit une loi de distribution aléatoire des espèces au sein d'une communauté. Selon cette théorie, l'abondance spécifique varie en fonction de l'aptitude à la compétition, avec les espèces moins compétitives maintenant des populations stables face à l'arrivée de nouvelles espèces, tandis que les espèces compétitives voient leurs populations diminuer.

Cependant, cette théorie présente des limites, notamment en ne considérant pas les communautés existantes et en percevant l'environnement comme uniformément défavorable avec des habitats favorables dispersés. Malgré cela, elle a posé les bases de nos connaissances sur les déplacements des organismes entre différents habitats (Bennett *et al.*, 2003).

II.4.2. Théorie des métapopulations

La théorie des métapopulations, qui a été développée dans les années 80 et améliorée par des références antérieures (Hanski et Ovaskainen, 2003; Levins, 1966), propose que les populations biologiques sont interconnectées géographiquement dans différents îlots d'habitats. La dynamique des populations est influencée par les probabilités de recolonisation et d'extinction des sous-populations. Les sous-populations isolées ont moins de chances de recolonisation, tandis que les sous-populations de petite taille sont plus vulnérables à l'extinction. Pour maintenir la viabilité des populations, il est donc crucial de faciliter les flux migratoires entre les habitats, ce qui justifie l'utilisation de corridors (Bergès *et al.*, 2010).

Cependant, malgré sa plus grande complétude par rapport à la théorie de la biogéographie insulaire, la théorie des métapopulations présente des limites en raison de la difficulté de quantifier les échanges génétiques entre les îlots pour prouver empiriquement l'efficacité des corridors (Bennett *et al.*, 2003). Le manque de preuves et de résultats empiriques est principalement dû à la complexité des mesures nécessaires pour valider ou invalider cette théorie.

II.4.3. Modèle de l'écologie du paysage

Le modèle de l'écologie du paysage intègre les relations entre les mosaïques des habitats, le fonctionnement des systèmes écologiques, la dynamique des populations et la biodiversité. Il vise à comprendre comment la structure du paysage influence le mouvement des espèces et des phénomènes écologiques. Le modèle de la matrice-tâche-corridor, introduit par Forman et Gordon en 1986, est utilisé dans la théorie des métapopulations pour étudier l'impact de la structure du paysage sur le mouvement des espèces. Selon ce modèle, la "matrice" représente l'habitat le plus connecté et dominant, la "tâche" est un élément non linéaire, et le "corridor" est une entité linéaire distincte de la matrice, jouant le rôle de liens entre les habitats fragmentés (Bennett *et al.*, 2003).

La connectivité dans un paysage fait référence à sa capacité à permettre le déplacement des espèces entre les différents éléments qui le composent, grâce à un maillage paysager diversifié. On distingue plusieurs types de connectivité, notamment la connectivité biologique ou fonctionnelle et la connectivité spatiale ou structurelle. La connectivité biologique ou fonctionnelle se réfère à tous les éléments du paysage qui favorisent ou limitent le déplacement des individus d'une espèce spécifique, en fonction de leurs besoins écologiques (Bergès *et al.*, 2010). Il est important de noter que ce qui peut être bénéfique pour une espèce peut être néfaste pour une autre. La connectivité spatiale ou structurelle décrit simplement le degré de lien physique entre les éléments d'un paysage, sans implication génétique, par exemple les mouvements entre différents habitats saisonniers pour une espèce.

La théorie de l'écologie du paysage permet d'avoir une vision globale des éléments et de leurs mouvements dans le paysage. Elle permet également de repérer les variables clés pour assurer une connectivité entre les habitats fragmentés, dans le but de favoriser la conservation des espèces ciblées.

I. Présentation de la zone d'étude : Forêt domaniale de TaourirtIghil

I.1. Situation administrative

Le massif forestier de Taourirt Ighil est un ensemble de forme allongée, s'étendant d'Est en Ouest du Sud de Toudja au Sud d'Adekkar. Elle couvre une superficie de 6350 hectares.

La Conservation des Forêts de la wilaya de Bejaia (CFB) est responsable de la gestion administrative de la forêt domaniale de Taourirt Ighil. Elle relève des circonscriptions d'Adekkar (District Adekkar), Chemini (District Akfadou) et El Kseur (District El Kseur) (Conservation Forêts Bejaia, 2023).

I.2. Situation géographique

La forêt domaniale de TaourirtIghilcomme elle indique sur la figure 02est limitée au :

- Nord : par les terres agricoles des communes d'Adekar et TaourirtIghil
- Sud : par les terres agricoles de la commune de Tifra
- Est : Série II de la forêt de TaourirtIghil
- Ouest : forêt Domaniale de l'Akfadou Est

Elle se trouve entre : longitude : $4^{\circ} 57'00''$ et $4^{\circ} 37'25''$ E-latitudes : $36^{\circ} 53'30''$ et $36^{\circ} 42'30''$ N

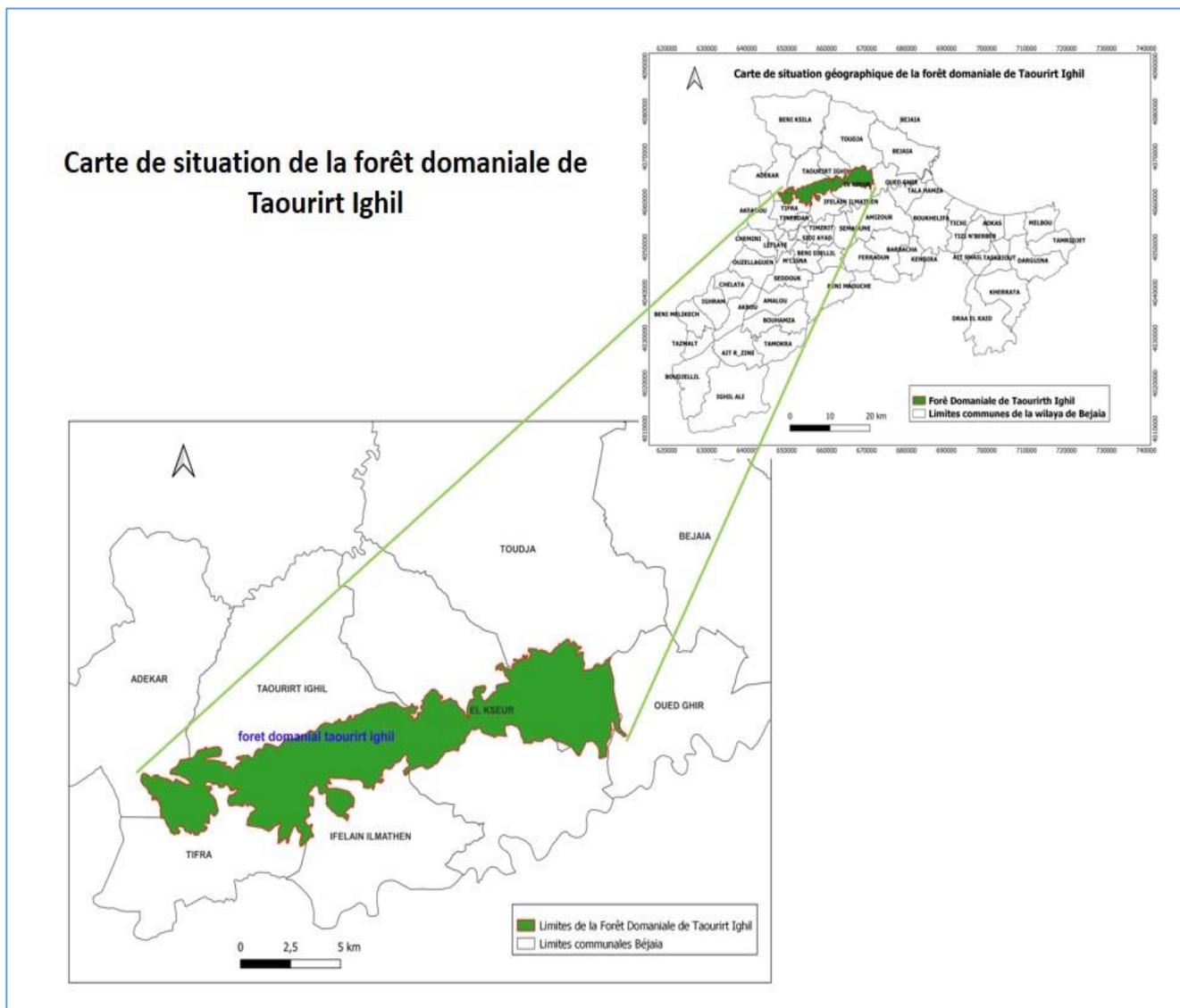


Figure 02 : Carte de situation de la forêt domaniale de Taourirt Ighil (CFB, 2023)

I.3. Situation régionale

La forêt domaniale de TaourirtIghil est située sur 18 cantons et occupe principalement le massif qui chevauche les communes d'Adekar et TaourirtIghil dans la Daïra d'Adekkar, ainsi que la commune de Tifra dans la Daïra de Sidi Aïch et la commune de Fenaïa dans la Daïra d'El Kseur. Voici la liste des cantons avec leur superficie en hectares (voir le Tableau 03):

Tableau III: les différents cantons de la forêt domaniale de TaourirtIghil(CFB .2023)

Daira	Commune	Forêt	Cantons	Superficie Ha
Adekar	TaourirtIghil	TaourirtIghil	Tisgouga	265.35.00
			Ikeramine	260.20.00
			IghzerMesdour	209.17.00
			Cheurfa	205.00.00
			Tala Abdellah	216.00.00
			Tilioua El Khemis	355.20.00
			Milloul	159.00.00
	Adekar		TaourirtIghil	129.36.00
			Tala Lemlah	63.07.00
			Tala N'Kalla	8.75.00
	Tifra		Tala Izgarene	237.00.00
			Targa Ali	181.00.00
	Fenaia		TalmetsIzoughlamene	184.15.00
			Tala AmsserOuadour	208.17.60
			IghzerTibarine	204.00.00
			Tala Zerman	122.65.00
			Chekroun	275.00.00
TOTAL				3455.07.60

I.4.Le relief

La forêt domaniale de Taourirtighil présente un relief accidenté, avec une forme allongée qui s'étend vers l'est sur environ 24 km. Elle est plus large à l'est, mais plus étroite au centre et à l'ouest. L'altitude moyenne est de 800 mètres, avec des pentes de plus en plus raides vers le sud et des altitudes qui augmentent du nord au sud. Le point culminant se situe à l'ouest, atteignant une altitude de 1087 mètres, tandis que le point le plus bas se trouve à 336 mètres (CFB, 2023) (Figure 03).

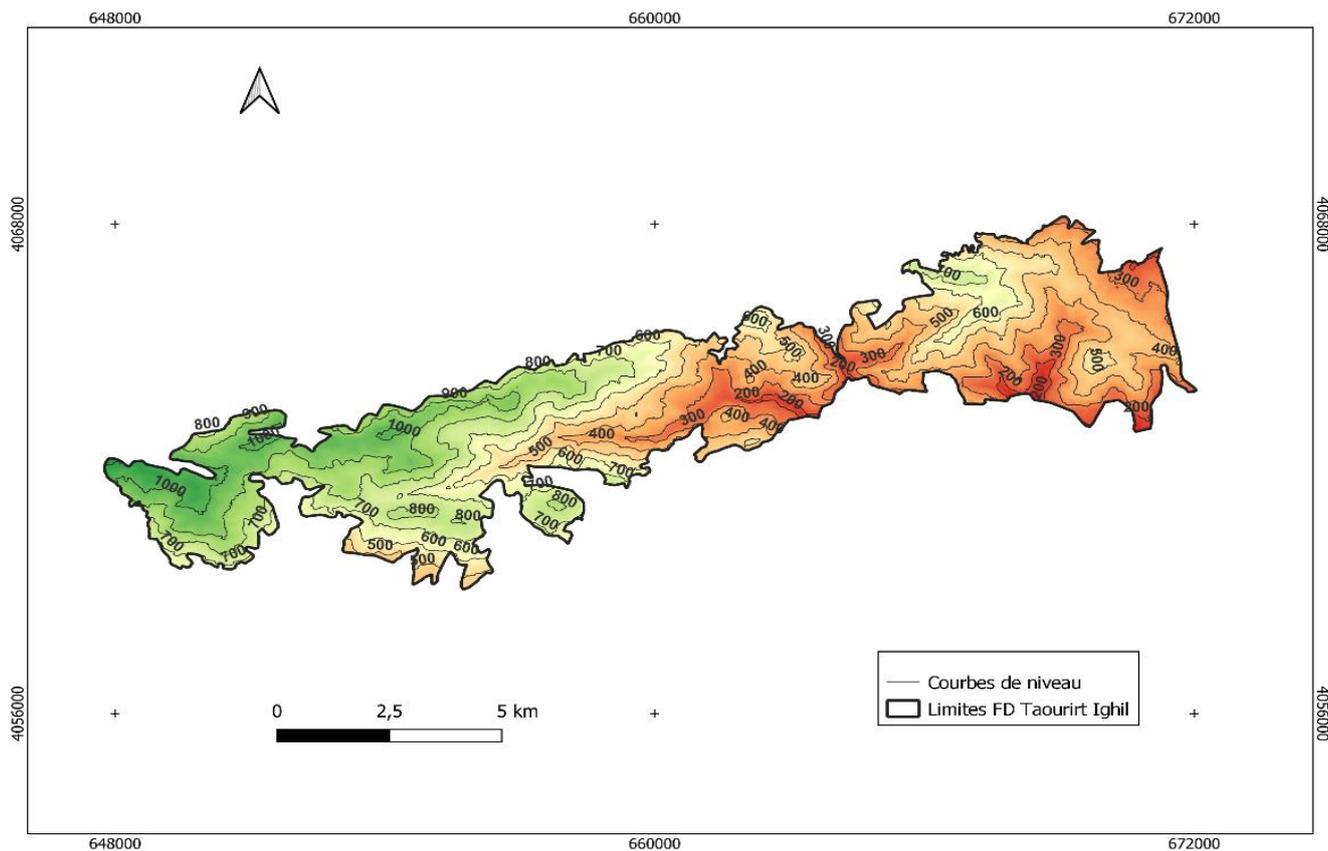


Figure 03: Carte des courbes de niveau de la forêt domaniale de taourirtighil (CFB.2023)

Le relief de la forêt domaniale de Taourirtighil est caractérisé par des lignes de crêtes, des talwegs et des ravines qui découpent des montagnes et des collines aux sommets généralement arrondis. Les lignes de crêtes principales s'étendent sur plusieurs kilomètres et divisent la forêt en délimitant des versants de différentes longueurs. Dans la partie est de la forêt, notamment au niveau du djebel Ouguermon, du djebel Manacher et de l'adrare N'Trilaste, les crêtes sont bien marquées, avec un versant nord de longueur plus courte que les versants sud, qui sont sillonnés de ravines et de cours d'eau encaissés (Oud Amtik N'tameret). Les versants à l'est sont exposés au nord et à l'ouest, tandis que les lignes de partage des eaux suivent généralement une direction sud-est/nord-ouest, avec d'autres lignes perpendiculaires à celles-ci (CFB, 2023 ; BNDER, 1993).

La forêt domaniale de Taourirtighil présente un relief varié. À l'est, les pentes sont raides avec des altitudes élevées, atteignant souvent plus de 800 mètres. Au centre, une vallée principale en forme de V est drainée par l'Oued Cheknou, avec des versants aux pentes fortes et parfois très abruptes. À l'ouest, les altitudes sont encore plus élevées, atteignant 1049 mètres, avec des pentes abruptes et des lignes de crêtes bien définies. Le relief de la forêt est

caractérisé par des sommets arrondis, des ravines profondes et des pentes raides, dépassant souvent les 25%.

I.5. Infrastructures de la zone d'étude

Les différentes infrastructures de la zone d'étude ainsi que leurs longueurs ou bien leurs superficies sont résumés dans le tableau ci-dessous

Tableau IV: les infrastructures de la zone d'étude, leurs longueurs ainsi que leurs superficies

Infrastructure	Longueur
<ul style="list-style-type: none"> Route Nationale : RN 12 : RN34 : 	9,9 Km 3,8 Km
<ul style="list-style-type: none"> Chemin de Wilaya CW 34 : CW 174 : 	longe la partie nord de la série I sur une longueur de 12,5 Km traverse la zone du SUD au Nord sur une longueur de 2,5 Km
<ul style="list-style-type: none"> Route communale 	1,9 Km
Infrastructure	Superficie (Ha)
<ul style="list-style-type: none"> Piste forestière : 	La zone d'étude est parcourue par un dense réseau de piste de 41,20 Km soit 1,9 Km pour 100 Ha
<ul style="list-style-type: none"> Tranchée pare-feu : 	La superficie de tranchée pare-feu dans la zone est de 43Ha, soit 2Ha pour 100 Ha. Réseau largement suffisant par rapport à la superficie.
Infrastructure	Etat
<ul style="list-style-type: none"> Maison forestière : MF1 : MF2 : MF de TiliouaLakhmis : 	occupée par les services de sécurité Dégradée amodiée pour un agriculteur
<ul style="list-style-type: none"> Poste de vigie : 	poste de vigie de Tilioualakhmis (en cour de réhabilitation)
<ul style="list-style-type: none"> Point d'eau : 	Poste de vigie de Milloul

La figure 04 montre une carte des infrastructures routières et des habitations au niveau de la forêt domaniale de TaourirtIghil.

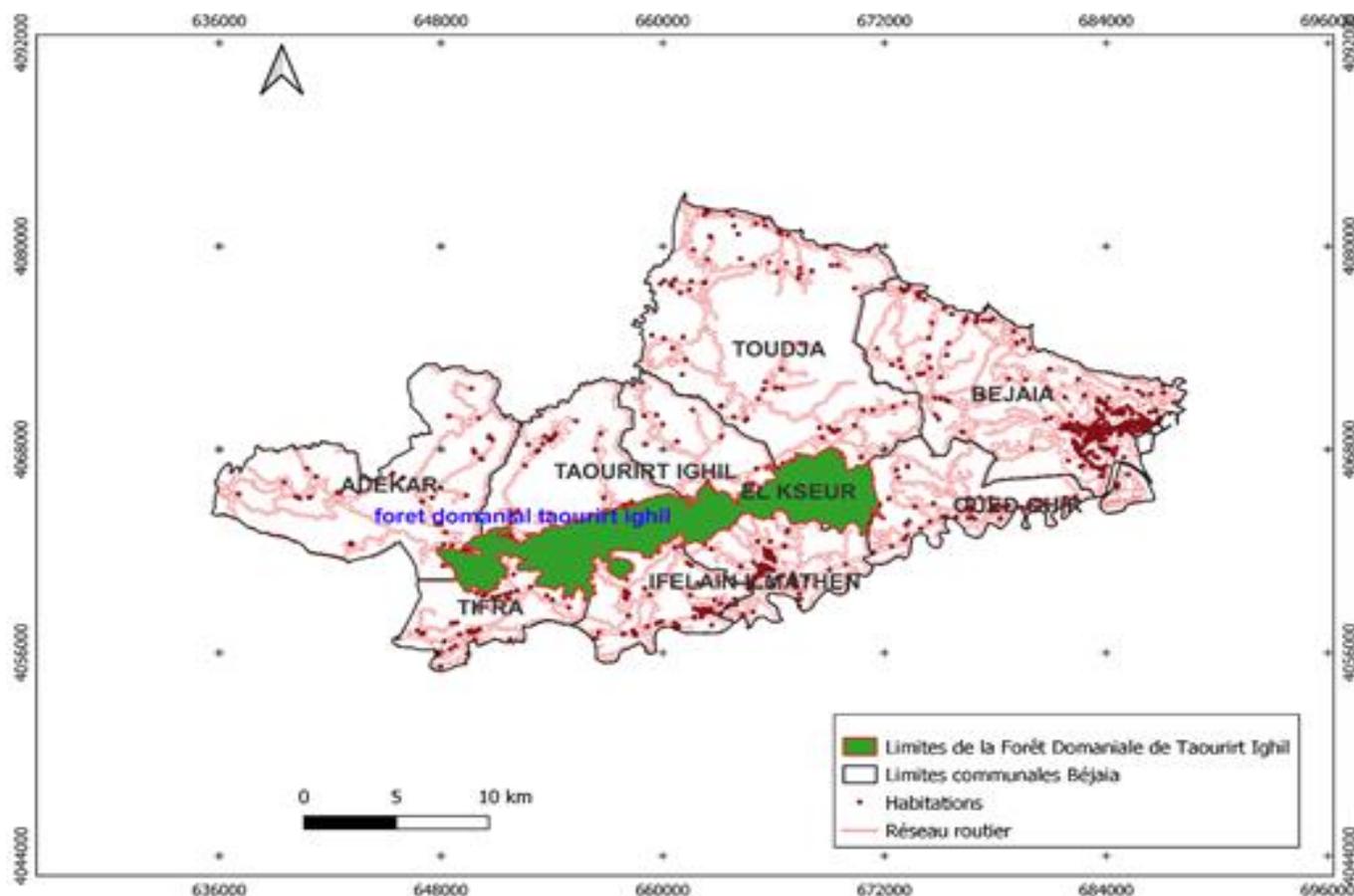


Figure 04 : Carte des infrastructures routières et habitations au niveau de la forêt domaniale de taourirt Ighil(CFB,2023)

I.6. Hydrographie

La zone d'étude est caractérisée par un réseau hydrographique bien développé (Figure 05). À l'est, l'oued Chekroun et l'IghzerIrsane collectent les eaux du versant nord-sud, grâce à un réseau dense d'oueds secondaires et de ravines. Dans la forêt de TaourirtIghil, les principales rivières sont l'oued Tifra, l'oued Chekroun et l'oued Ghir, avec l'oued Chekroun qui traverse la majeure partie de la forêt sur environ 15 kilomètres. Dans la partie orientale, les cours d'eau dominants sont l'oued Amtik N'Tamerart et l'IghzerOualout, qui se déversent dans l'oued Soummam. De même, dans la partie ouest de la forêt, au sud d'Adekar, l'écoulement se fait principalement vers le sud à travers l'oued Tifra et l'oued Ouberant, rejoignant finalement l'oued Roumila, un affluent de l'oued Soummam. Cette organisation hydrographique contribue à la collecte et au drainage des eaux dans la région.

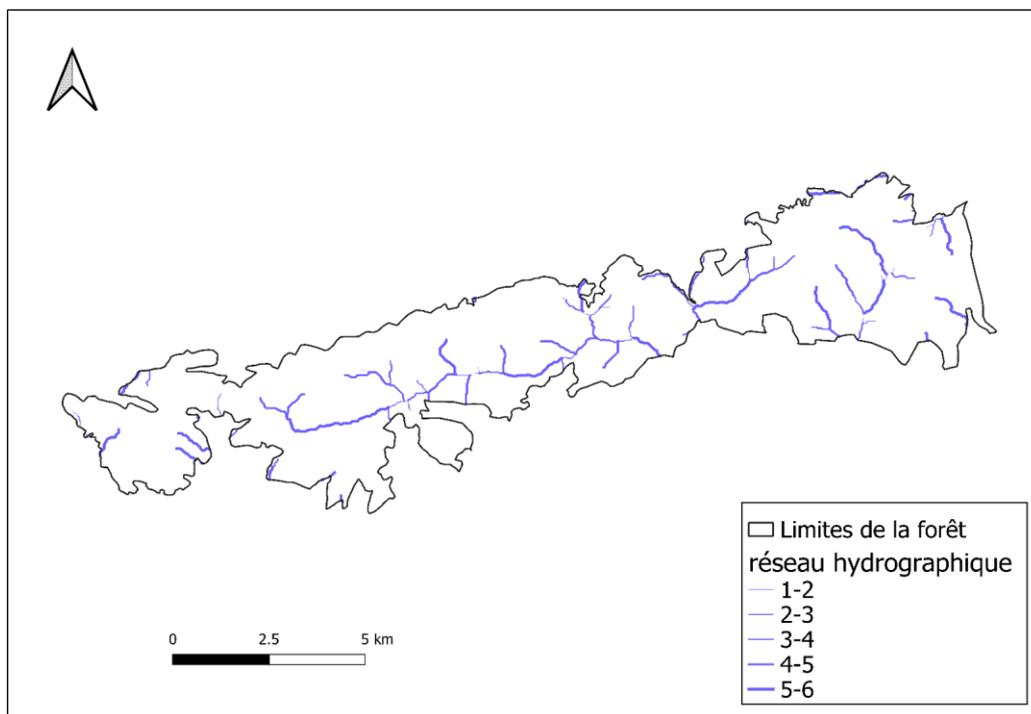


FIGURE 05 : Carte du réseau hydrographique de la forêt domaniale de TaourirtIghil(CFB,2023)

I.7. La végétation

Le couvert végétal de la zone d'étude est principalement composé de peuplements de chêne-liège pur, ainsi que de peuplements mixtes avec le chêne zeen. Ces peuplements se trouvent principalement dans la partie nord, où les conditions sont favorables, telles que des sols profonds et une humidité présente. Le sous-bois est caractérisé par la présence d'arbousiers, de myrtes, de lentisques, de cytises et de bruyères. On observe également une régénération naturelle importante de ces espèces végétales. Cette diversité végétale contribue à la richesse écologique de la région et offre un habitat propice à de nombreuses espèces animales.

Dans la partie sud de la zone d'étude, on trouve le chêne-liège (*quercus suber*) sous forme de maquis et de matorral. Cela est dû aux conditions défavorables telles que les incendies répétitifs, les sols superficiels et le manque d'humidité. Le sous-bois occupe une place importante et est principalement composé de phylère, de cistes, de calycotomes et de lentisques. Malheureusement, la régénération naturelle de ces espèces est presque nulle dans cette zone. Cela souligne les défis auxquels le chêne-liège est confronté dans cette région et l'importance de mettre en place des mesures de protection et de conservation pour préserver cette espèce précieuse.

II. Etude climatique

La compréhension du climat est essentielle pour la région méditerranéenne, car il a un impact significatif sur la mise en place, l'organisation et la survie des écosystèmes locaux. En analysant les données climatiques telles que les précipitations, les températures, les variations saisonnières et les tendances à long terme, nous pouvons identifier et décrire les différents climats méditerranéens. Cette analyse climatique aide à évaluer les conditions de croissance des plantes, la disponibilité de l'eau et les adaptations des animaux à ces environnements spécifiques.

Nous avons obtenu les données climatiques de notre station d'étude, en extrapolant les données relevées dans la station météorologique de l'aéroport de Bejaia située à une altitude de 2m. Cette station a été choisie comme station de référence pour une période de 35 ans, allant de 1987 à 2022.(CFB,2023)

II.1. Précipitation Taourirt-Ighil

Seltzer (1946) a déterminé que le gradient pluviométrique varie de 40 à 80 mm de pluie pour une élévation d'altitude de 100m du niveau de la mer vers l'intérieur du pays, en fonction de la hauteur des différentes montagnes de la région méditerranéenne, allant de 100 à 2000m. Cependant, étant donné que votre station est proche du littoral, nous prendrons en compte un gradient de 40 mm de pluie.

Il est à noter que la station de Bejaia enregistre une pluviométrie annuelle de 760,46mm. Par ailleurs, il est important de prendre en considération les différences significatives d'altitude entre la station de Bejaia et les stations d'études qui sont de 1085 m et 366 m respectivement (CFB, 2023).

La pluviométrie annuelle estimée du point le plus bas de notre zone d'étude est égale à la pluviométrie annuelle de Bejaia plus 146,4 mm, soit $760,46 + 146,4 = 906,86$ mm. De même, la pluviométrie annuelle estimée pour le point le plus haut de la station d'étude, est égale à la pluviométrie annuelle de Bejaia plus 434 mm, soit $760,46 + 434 = 1194,46$ mm.

Ces estimations prennent en compte les différences altitudinales entre la zone d'étude et la station de Bejaia pour obtenir une meilleure approximation des précipitations annuelles dans ces régions, pour est parvenir il faut multiplier la valeur mensuelle de chaque mois de la station de Bejaia par les rapports indiqués dans le tableau V suivant (CFB, 2023)

Tableau C : Valeurs des rapports d'ajustement des précipitations des stations d'étude.

Station	Différence Altitudinale (m)	P (mm) / Station Béjaia	P (mm) / Station d'étude	P Station / P Bejaia	Valeur d'ajustement
Point haut	1085	760,46	1194,46	(1194,46/760,46) mm	X 1,57
Point bas	366	760,46	906,86	(906,86/ 760,46) mm	X 1,19

Pendant une période de 35 ans, les précipitations dans la zone étudiée ont montré une variation mensuelle (Figure 06), avec des niveaux plus élevés en hiver et en automne, tandis que les mois d'été sont plus secs. Cette tendance est observée à la fois au point haut et au point bas, mais les valeurs de précipitations sont généralement plus faibles au point bas.

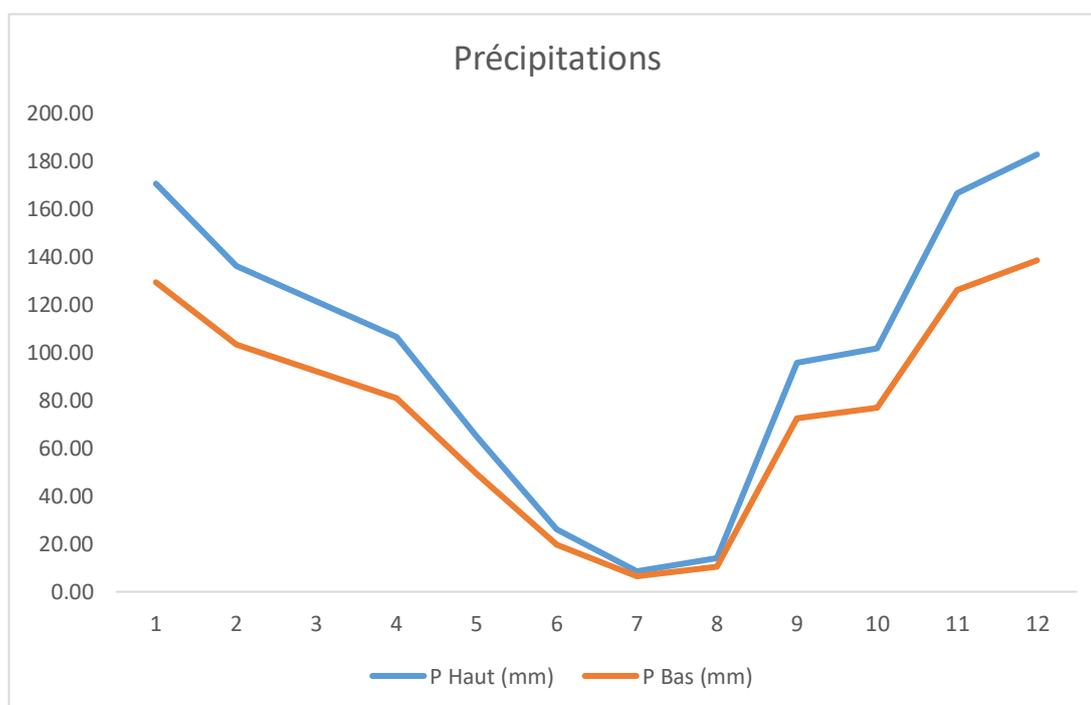


Figure 06 : Répartition des précipitations dans la zone d'étude Taourirt-Ighil (1987-2022)

II.2. Les températures

Selon Seltzer (1946), les températures moyennes minimales (m) diminuent de 0,4°C pour chaque élévation de 100m, tandis que les températures moyennes maximales (M) diminuent de 0,7°C pour chaque élévation de 100m.

En utilisant ces informations pour estimer les températures de notre zone d'étude, nous

pouvons constater que les températures moyennes minimales (m) et maximales (M) sont respectivement inférieures de 1,46°C et de 2,35°C pour le point bas, et de 4,34°C et 7,60°C pour le point haut (CFB,2023).

D'après l'analyse des figures 07 et 08, on observe que les températures minimales et maximales au point bas de la forêt de Taourirt Ighil sont généralement plus élevées que celles au point haut tout au long de l'année (CFB, 2023).

En analysant les données au point haut dans la zone étudiée, on peut observer que les températures sont relativement froides en hiver avec une moyenne de 06,10°C et augmentent pendant les mois d'été, atteignant leur maximum en août avec 28, 11°C. Pour les températures moyennes au point bas sont relativement douces en hiver avec 10,06°C et augmentent pendant les mois d'été, atteignant leur maximum en août avec 24,11°C (CFB, 2023).

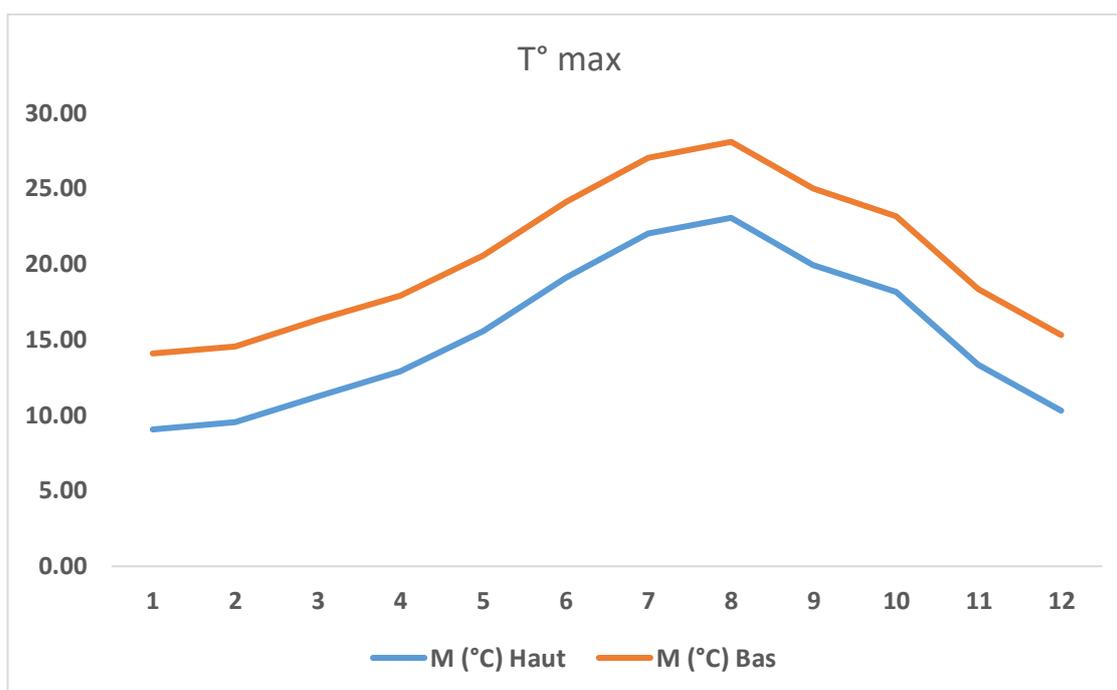


Figure 07: Les moyennes de températures maximales de la forêt de Taourirt Ighil pour la période (1987-2022) (CFB, 2023)

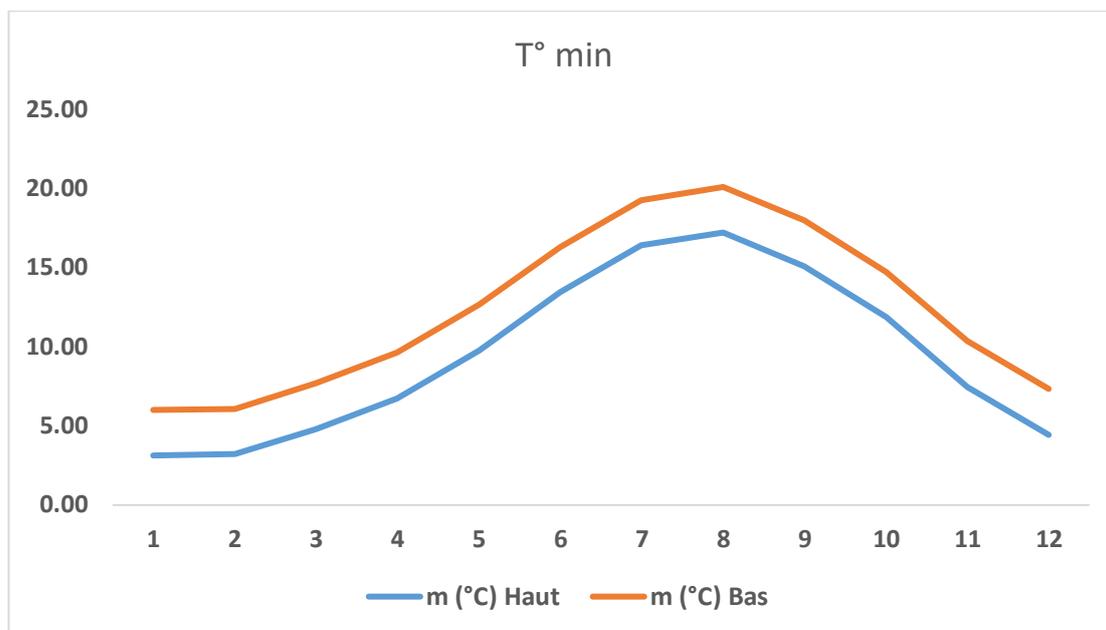


Figure 08: Les moyennes de températures minimales de la forêt de TaourirtIghil pour la période (1987-2022) (CFB, 2023)

II.3. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен

Dans leur approche de synthèse climatique, Bagnouls et Gausсен (1953) ont introduit un graphique permettant d'évaluer la sécheresse d'un mois. Selon leur méthode, un mois est considéré comme sec lorsque le total mensuel des précipitations est inférieur ou égal au double de la température moyenne mensuelle. Cette relation entre les précipitations et la température offre une meilleure compréhension des variations climatiques mensuelles et permet d'évaluer la disponibilité en eau pour la végétation. Elle peut également aider à identifier les périodes de sécheresse et les contraintes hydriques potentielles dans une région donnée.

Les diagrammes ombrothermique de Bagnouls et Gausсен (1953), de la zone d'étude (Figures 09 et 10) nous a permis de constater que le point bas présente une période de saison sèche plus longue que le point haut. Au point bas, cette période de sécheresse débute à la fin du mois de mai et se prolonge jusqu'au début du mois de septembre. En revanche, au point haut, la saison sèche commence en juin et se termine vers la fin du mois d'août.

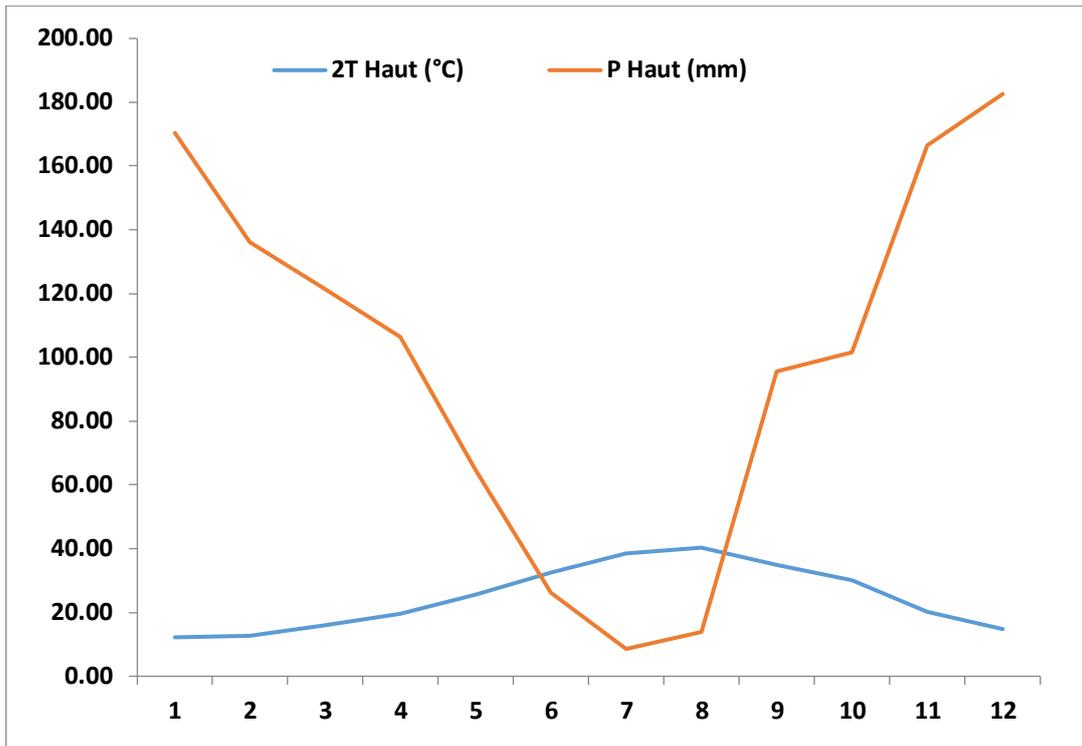


Figure 09: Diagramme ombrothermique du point haut.

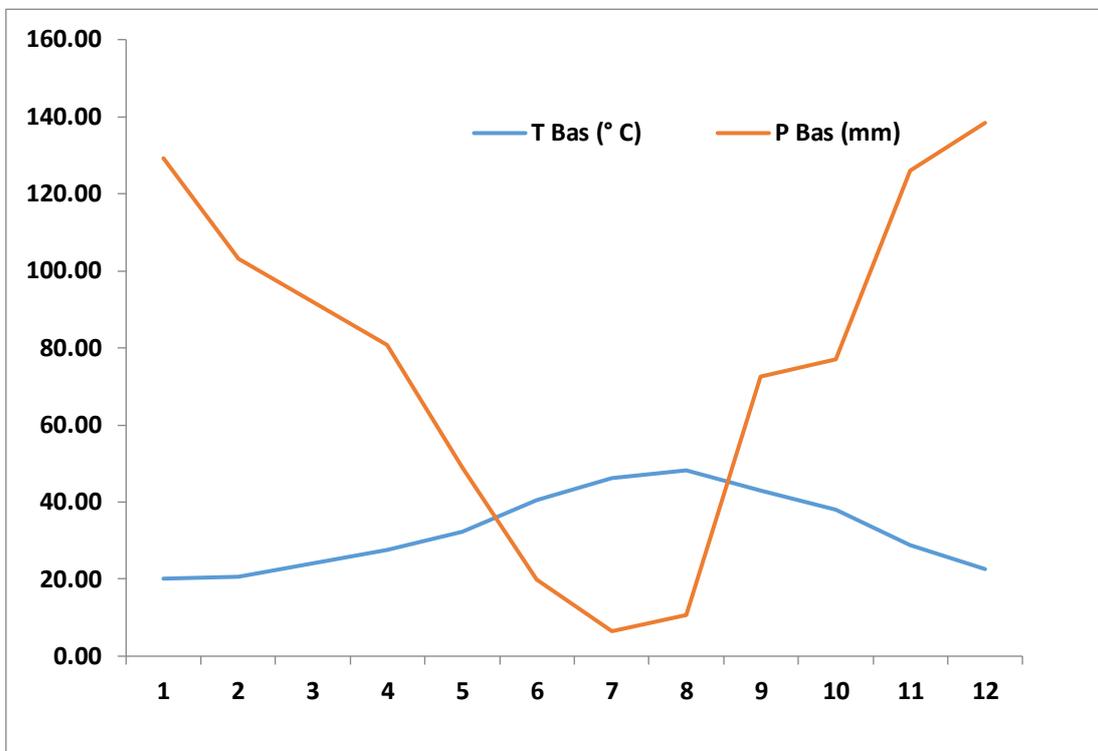


Figure 10: Diagrammes ombrothermiques du point bas

II.4. Climagramme d'Emberger

Le quotient pluviothermique d'Emberger est une méthode de synthèse climatique qui utilise un graphique pour mettre en relation les précipitations et les températures. Le quotient pluviothermique (Q) est calculé selon la formule suivante :

$$Q=3,43\frac{P}{M-m}$$

P : pluviométrie moyenne annuelle en mm

M : température maximale moyenne du mois le plus chaud

m : température minimale moyenne du mois le plus froid

Le calcul du Quotient pluviométrique relatif à notre zone d'étude est mentionné sur le tableau ci-dessus

Tableau VI: Valeurs du quotient pluviothermique de Stewart pour Bejaia et la zone d'étude

Région	P (mm)	M (°C)	m (°C)	Quotient
Bejaia	760,46	29,56	7,48	123,43
Point haut	1194,46	20,16	6,10	291,39
Point bas	906,86	24,11	10,06	221,39

Le climagramme est un graphique sur lequel sont tracées les limites des différentes zones climatiques en liaison avec la variation du couvert végétal.

Le climagramme (figure 11) nous indique que la zone d'étude est située dans l'étage bioclimatique humide à hiver doux et Bejaia dans le subhumide à hivers chaud.

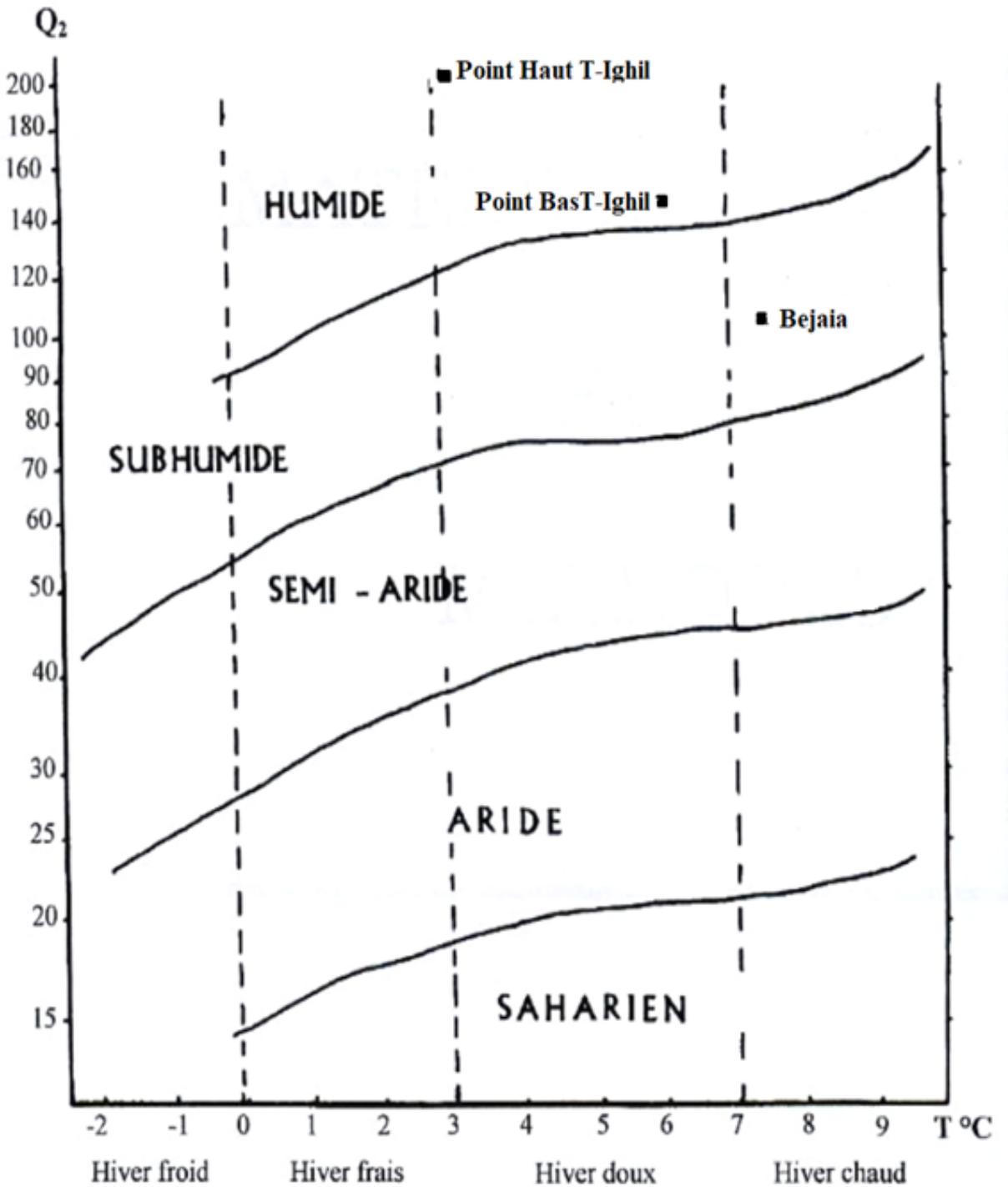


Figure 11: Situation bioclimatique de la station d'étude sur le climagramme D'Emberger période (1987-2022) modifié par (Stewart (1969))

I. Méthodologie

Dans cette étude, pour suivre l'évolution de l'état des espaces verts à l'échelle de la forêt domaniale de TaourirtIghil, nous avons utilisé des images Landsat datées de 1987 et 2022. Ces images satellitaires nous ont permis d'analyser les compositions colorées ainsi que les indices de végétation normalisés (NDVI) pour ces deux années.

L'utilisation des images Landsat sur une période de plusieurs années permet d'obtenir une perspective temporelle sur les changements qui se produisent, ce qui est essentiel pour évaluer l'état de la végétation et comprendre les facteurs qui contribuent à ces changements.

I.1.Choix et collecte de données

Pour notre étude, nous avons choisi de collecter des données sur deux dates différentes à savoir 1987et 2022. Nous avons utilisé une série d'images satellitaires multibandes de type Landsat Collection 1 Level 1, qui sont disponibles gratuitement sur le site Earth Explorer de l'USGS à partir des archives Landsat. Ces images nous ont permis de réaliser un calcul rapide et efficace de l'indice de végétation. Nous avons spécifiquement choisi les images acquises pendant la saison sèche.

Les données téléchargées pour chaque image ont été regroupées dans un seul dossier, contenant toutes les bandes spectrales et des fichiers MTL décrivant les caractéristiques des images. Le tableau ci-dessous récapitule le type d'images utilisées et leurs critères :

Tableau VII : une série d'images utilisées et leurs critères

Année	Type	Résolution	Date d'acquisition	PathRow	Projection	Datum	Fomat
1987	L5_TM	30m	27/07/1987	195035	UTM	WGS 84	GeoTIFF
2022	L9_OLI/TIRS	30m	13/06/2022	195035	UTM	WGS 84	GeoTIFF

En plus des images, nous avons utilisé des fichiers de format shp (shapefile) contenant la carte des limites de la forêt domaniale de TaourirtIghil. Ces fichiers nous ont permis de situer précisément la zone d'étude.

La collecte de données a été complétée par des prospections sur le terrain, afin de valider et compléter les informations obtenues à partir des images satellitaires.

I.2. Traitement et analyse de données

Dans le cadre de notre étude, nous avons effectué un traitement et une analyse des données satellitaires afin d'extraire des informations pertinentes et faciliter leur interprétation.

I.2.1. Etape de prétraitement

Le prétraitement des images satellitaires est une étape essentielle pour faciliter leur interprétation et l'extraction d'informations utiles. Dans notre étude, nous avons effectué les étapes suivantes pour le prétraitement des images :

1. Conversion des valeurs DN : en valeurs de radiance (TOA reflectance) : Cette conversion permet de normaliser les valeurs des images acquises à différentes dates et provenant de capteurs différents. En utilisant des équations spécifiques pour chaque capteur, nous avons transformé les valeurs de niveau numérique (DN) en valeurs de radiance, ce qui facilite la comparaison et l'analyse des images.

2. Correction atmosphérique : La diffusion et l'absorption atmosphérique peuvent affecter les données spectrales et réduire la précision des informations extraites des images satellitaires.

Par conséquent, nous avons appliqué une correction atmosphérique pour réduire ces effets. La méthode DOS (Dark Object Subtraction) est couramment utilisée pour corriger les effets atmosphériques. Elle consiste à trouver des pixels sombres dans l'image qui représentent des objets non réfléchissants, tels que les ombres, et à les utiliser pour estimer les conditions atmosphériques et corriger les valeurs spectrales.

3. Découpage des bandes spectrales : Une fois les images améliorées, nous avons découpé les différentes bandes spectrales en utilisant l'outil "clip multiple rasters" du logiciel QGIS. Nous avons utilisé le fichier shape de la carte des limites de la forêt domaniale de

TaourirtIghil pour délimiter la zone d'intérêt. Le résultat de ce découpage a été enregistré sous format TIFF, fournissant des couches découpées pour chaque type d'image.

I.2.2.Calcul d'NDVI

L'indice de végétation normalisé (NDVI) est un outil couramment utilisé pour cartographier et évaluer la surface de végétation à partir d'images satellitaires. Dans notre étude, nous avons calculé l'NDVI à partir des images raster du satellite Landsat datant de 1987 et 2022

L'objectif principal de notre méthodologie était de cartographier la végétation pour les deux dates et de suivre son évolution au fil du temps. Les étapes de notre méthodologie étaient les suivantes :

1. Calcul de l'NDVI : L'NDVI est basé sur la différence de réflectance entre les bandes infrarouge et rouge des images satellitaires. En utilisant les valeurs de radiance des pixels correspondant à ces deux bandes, nous avons calculé l'indice de végétation normalisé à l'aide de la formule suivante.

2. Classification de l'NDVI : Une fois que nous avons obtenu les valeurs de NDVI pour chaque pixel de l'image, nous avons procédé à une classification pour discriminer les pixels représentant la végétation. En utilisant un seuil de classification approprié, nous avons attribué une valeur binaire (1 pour la végétation, 0 pour le non-végétation) à chaque pixel en fonction de son NDVI.

Les indices de végétation, tels que le NDVI, sont des outils conçus pour fournir des mesures quantitatives liées à la biomasse et à l'état de la végétation. Le NDVI est l'un des indices les plus populaires et les plus utilisés en télédétection pour caractériser les variations de densité de la végétation dans une zone donnée.

Le calcul du NDVI se base sur la différence normalisée entre les valeurs numériques des bandes du rouge et du proche infrarouge. Il est estimé à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{NDVI} = (\text{PIR} - \text{R}) / (\text{PIR} + \text{R})$$

Où : PIR représente la valeur numérique de la bande brute du proche infrarouge et R représente la valeur numérique de la bande brute du rouge.

Les valeurs des pixels du NDVI se situent sur une échelle allant de -1 à 1, où les valeurs plus élevées indiquent la présence de végétation. L'utilité du NDVI pour décrire le couvert végétal repose sur le fait que la végétation absorbe préférentiellement (mais pas exclusivement) l'énergie lumineuse dans les longueurs d'onde du rouge pour la photosynthèse, tandis qu'elle réfléchit fortement cette énergie dans le proche infrarouge, en fonction du type de végétation.

I.3.Composition colorée

La composition colorée RVB est un outil couramment utilisé pour visualiser les images satellitaires et distinguer différents types d'utilisation des terres.

Pour l'image L5 TM 1987, nous avons sélectionné les bandes une, deux, trois, quatre, cinq et sept avec une longueur d'onde de 1E-6m. Ces bandes correspondent respectivement aux canaux rouge, vert, bleu, infrarouge proche, infrarouge moyen et infrarouge thermique. En utilisant ces bandes, nous avons créé une composition colorée RVB où chaque bande est assignée à une couleur spécifique (par exemple, le canal rouge est assigné à la couleur rouge, le canal vert est assigné à la couleur verte, etc.).

Pour l'image LC09/2022, nous avons sélectionné les bandes deux, trois, quatre, cinq, six et sept avec la même unité de longueur d'onde que l'image précédente. Ces bandes correspondent également aux canaux rouge, vert, bleu, infrarouge proche, infrarouge moyen et infrarouge thermique. En utilisant ces bandes, nous avons créé une composition colorée RVB similaire à celle de l'image L5 TM 1987.

En visualisant ces compositions colorées RVB, nous pouvons obtenir une première impression des différences entre la végétation et les autres types d'utilisation des terres.

I. Interprétation des résultats

Dans cette étude, nous avons utilisé des images provenant du satellite Landsat pour calculer les indices de végétation (NDVI) et comparer la surface de végétation. Le NDVI est largement utilisé pour distinguer les zones de végétation des zones non végétalisées. Il se base sur le fait que la végétation en bonne santé et plus verte absorbe davantage de lumière visible et réfléchit davantage de lumière infrarouge par rapport à une végétation malsaine ou clairsemée. Cette caractéristique est exploitée par le NDVI pour détecter ces différences et changements.

Les résultats de notre étude ont montré une tendance générale à la baisse des modèles spatiaux du NDVI de 1987 à 2022. Cela suggère une diminution de la surface de végétation au fil du temps.

I.1 Analyse de la composition colorée de l'année 1987

L'analyse de la composition colorée de l'image satellite de l'année 1987 (Figure 12) montre que la bande rouge domine le vert et le bleu. Cela indique que le couvert végétal est dense et absorbe l'énergie lumineuse dans les longueurs d'ondes du rouge pour la photosynthèse, tandis qu'il réfléchit fortement cette énergie dans le proche infrarouge.

Dans une composition colorée où le NDVI est codé sur le canal rouge, une végétation dense et vigoureuse apparaîtra en rouge. Cela suggère que la végétation présente dans l'image de 1987 est dense et en bonne santé.

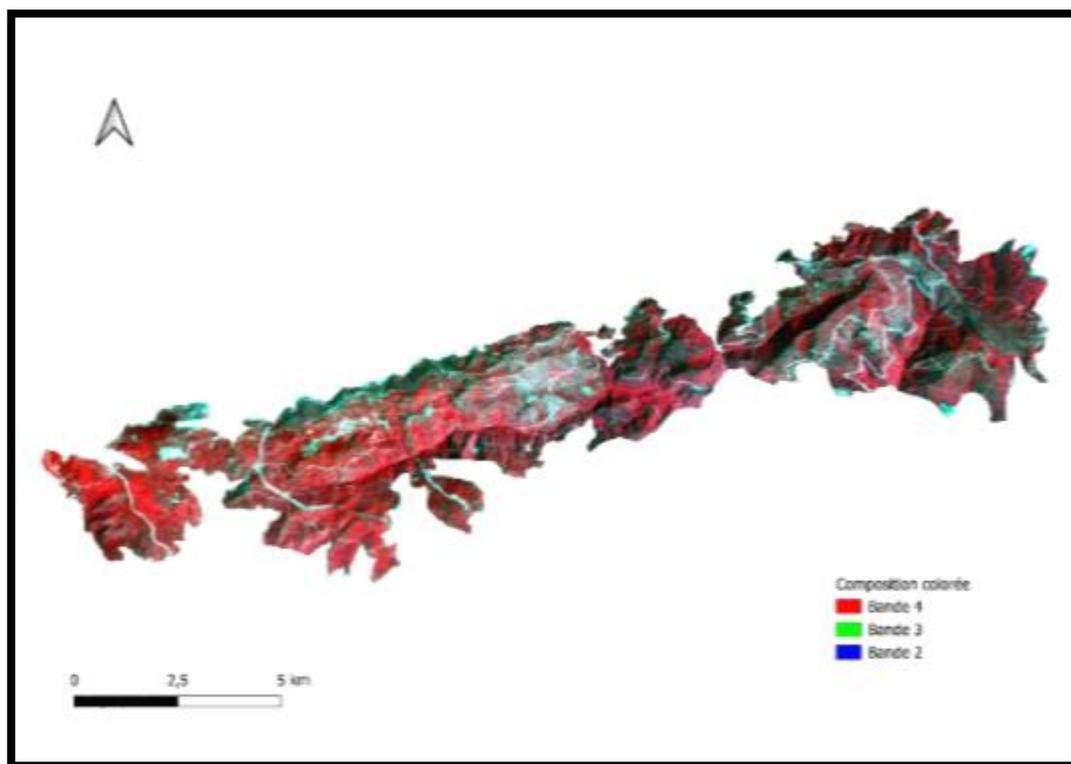


Figure12 : Analyse de la composition colorée 1987

I.2. Analyse de l'INDVI de l'année 1987

L'analyse de l'indice de végétation normalisé (NDVI) pour l'année 1987 (figure 13) a révélé les variations de densité de végétation. Pour la forêt Domaniale de TaourirtIghil, l'analyse de cet indice a montré que les zones avec une forte couverture végétale sont très foncées, tandis que les zones avec une faible couverture végétale sont très claires.

En examinant les valeurs de l'NDVI (figure 14), nous avons constaté qu'une superficie totale de 74,7 hectares est représentée par un NDVI supérieur à 0,7, principalement dans les cantons de Targa Ali et Tala Lemlah de la commune d'Adekar. Les valeurs de l'NDVI de 0,1, 0,2 et 0,3 ne représentent que 177 hectares de la Forêt Domaniale de Taourirt Ighil. La valeur de 0,4 représente 829 hectares de la superficie totale, tandis que les valeurs de l'NDVI les plus représentatives sont 0,5 et 0,6 avec respectivement 3234,96 hectares et 2827,89 hectares. Ces deux valeurs sont représentées par la majorité des cantons.

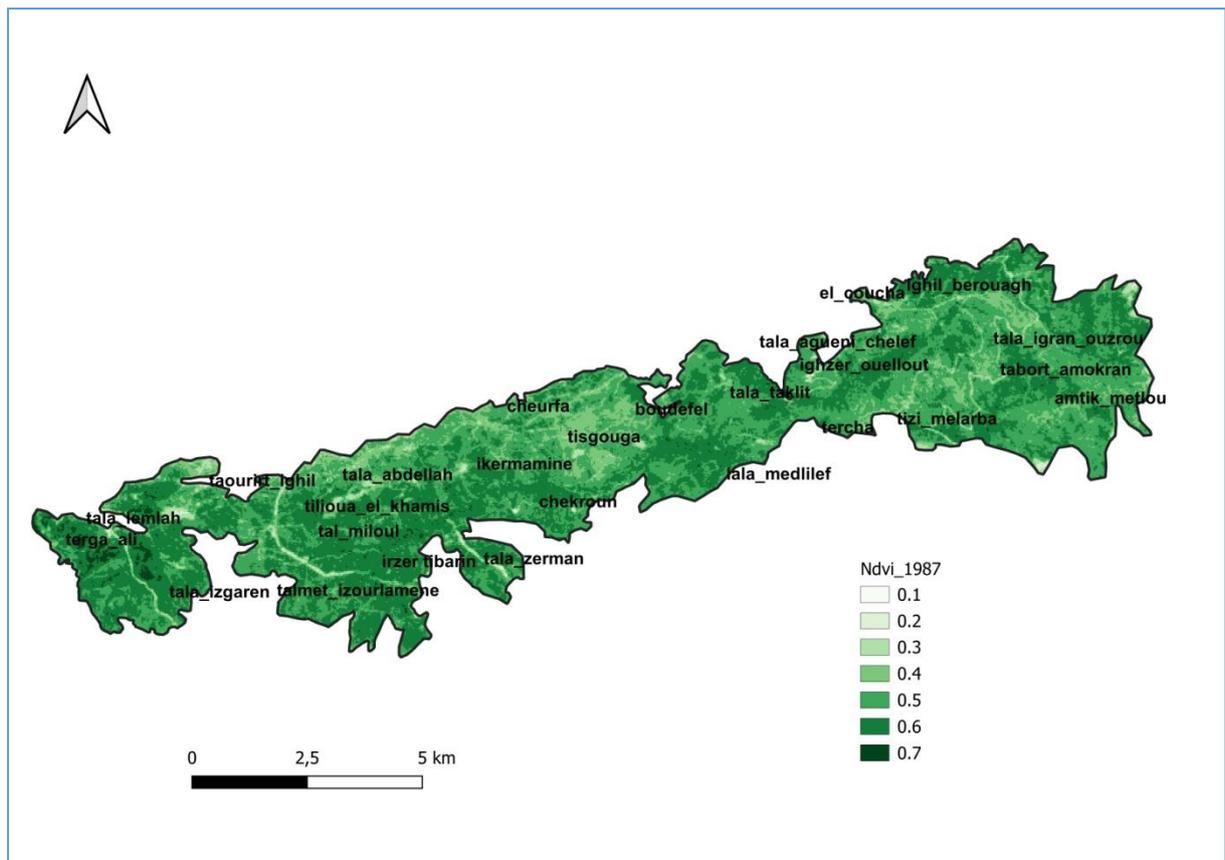


Figure 13: Carte Indice de Végétation de l'année 1987

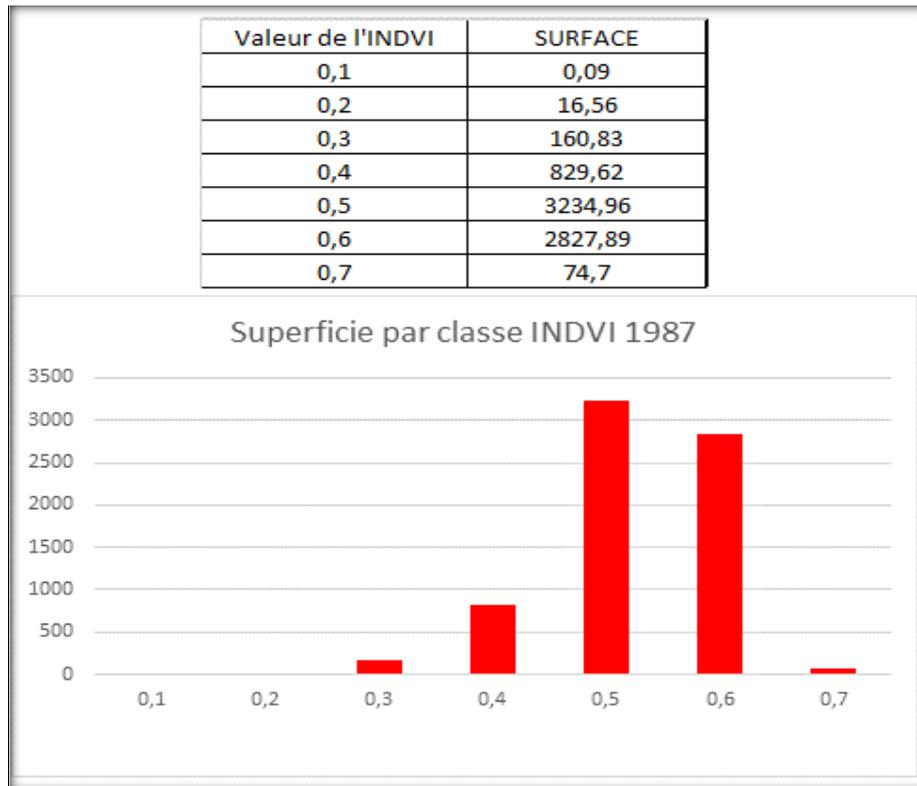


Figure 14 : Valeurs de l'INDVI de l'année 1987

I.3. Analyse de la composition colorée de l'année 2022

La composition colorée de l'année 2022 (figure 15) présente des différences significatives par rapport à celle de l'année 1987. On observe que le couvert végétal est devenu moins dense, ce qui se traduit par une absorption moindre de la lumière. Par conséquent, la couleur rouge, qui indique une végétation dense, est moins présente sur l'image de l'année 2022. Ces changements dans la composition colorée indiquent une diminution de la densité du couvert végétal.

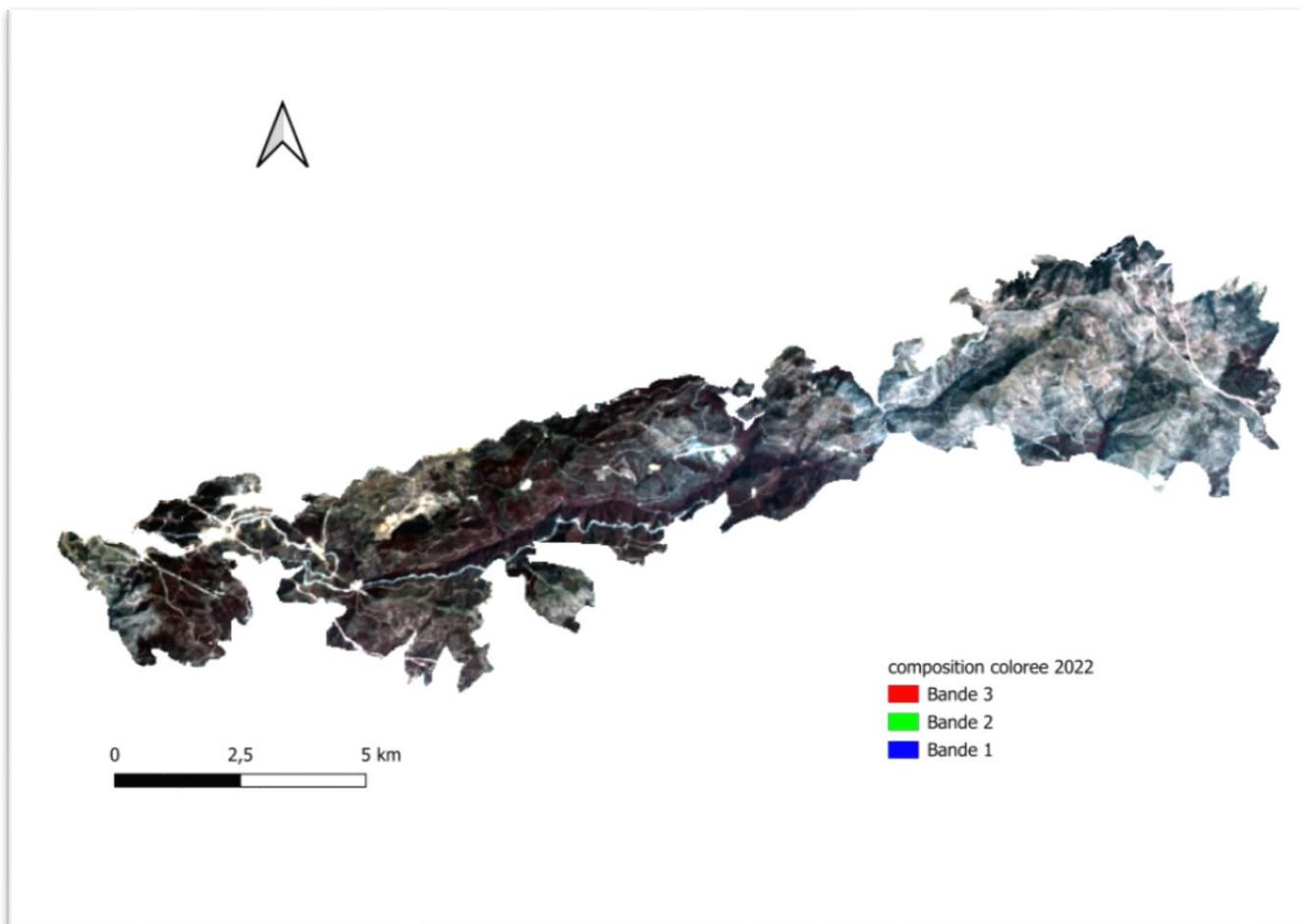


Figure15: Analyse de la composition colorée 2022

I.4. Analyse de l'NDVI de l'année 2022

L'analyse de l'indice de végétation normalisé (NDVI) pour l'année 2022 confirme les observations précédentes. La carte de l'NDVI, présentée dans la figure (16), montre que les valeurs faibles de l'NDVI dominent la forêt, en particulier les valeurs de 0,2 et 0,3. Ces zones à faible végétation se trouvent principalement dans la partie Est de la forêt.

Cette différence par rapport à la norme peut être expliquée par une forte dégradation du couvert végétal qui s'accroît de plus en plus, touchant la plupart des cantons situés dans la partie Est de la forêt. En revanche, les valeurs les plus élevées de l'NDVI, qui ne dépassent pas 0,5, sont représentées par les cantons où la subéraie est relativement en bon état, ainsi que par les peuplements de chêne Zeen qui se trouvent dans les basses altitudes et le long des cours d'eau.

La carte de l'Indice de Végétation de l'année 2022 (Figure 17) met en évidence une détérioration significative du couvert végétal de la forêt entre 1987 et 2022. Cette détérioration se caractérise par une diminution de la densité végétale dans de nombreuses zones, notamment dans la partie Est.

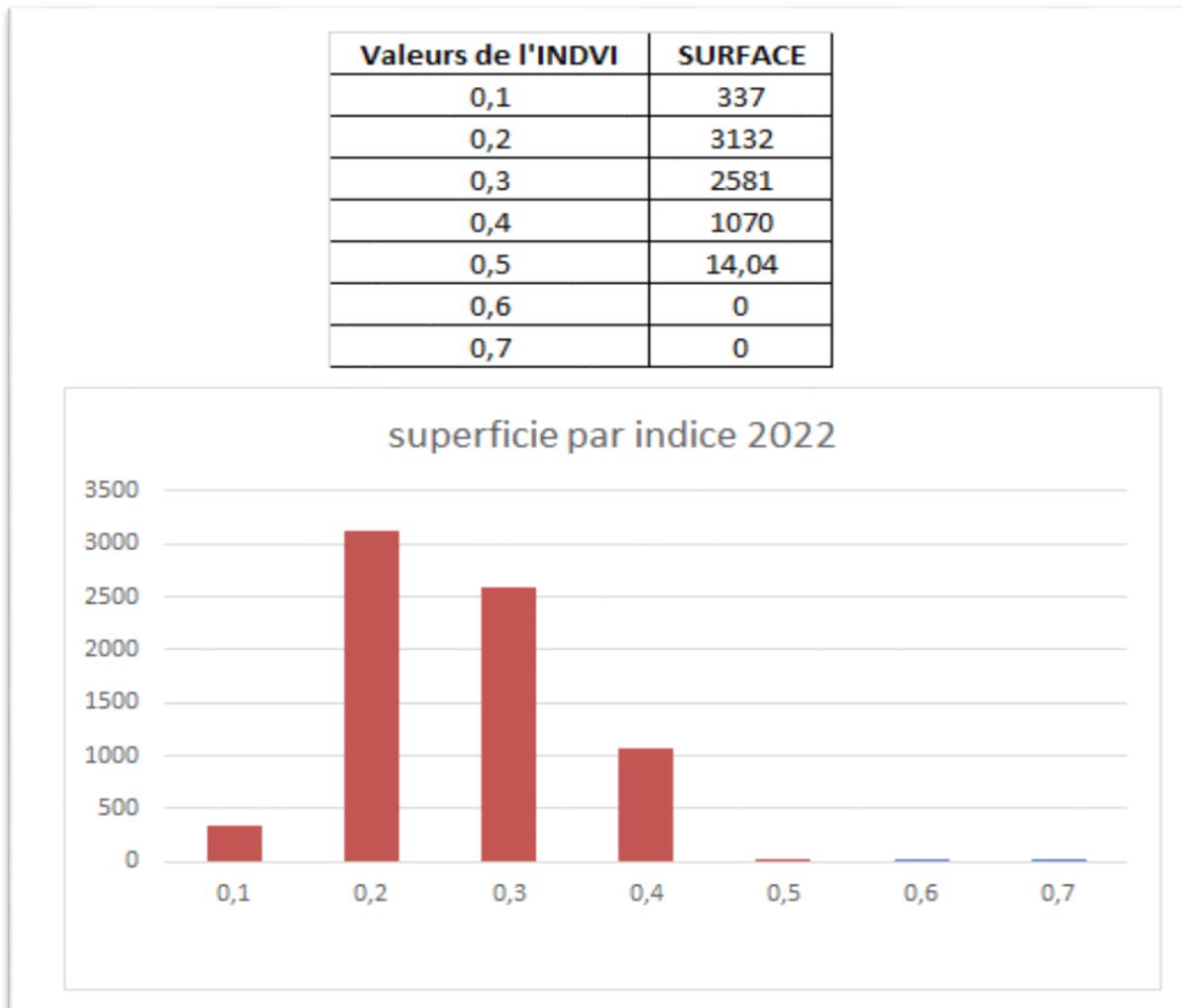


Figure 16: valeurs de l'INDVI de l'année 2022.

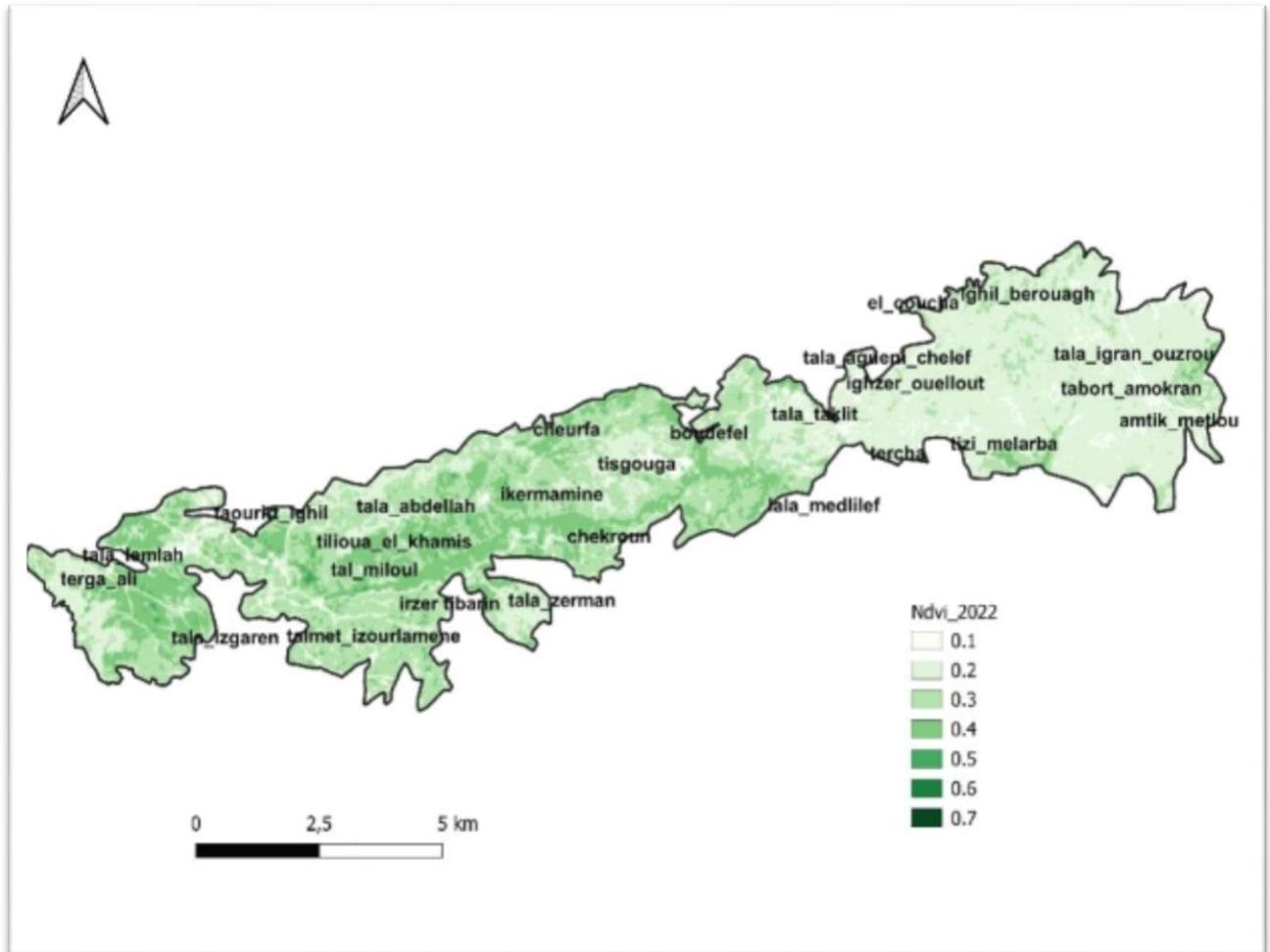


FIGURE 17 : Carte Indice de Végétation de l'année 2022.

II. Discussion

L'utilisation d'un détecteur géographique pour détecter et étudier cette différenciation spatiale de la végétation est une approche novatrice et prometteuse. Les détecteurs géographiques sont des outils efficaces pour capturer des données précises et détaillées sur les caractéristiques spatiales des écosystèmes, y compris la végétation.

En comprenant la force motrice de cette distribution spatiale du NDVI, il est possible d'identifier les facteurs qui influencent la répartition de la végétation dans la forêt domaniale de Taourirt-Ighil. Ces facteurs peuvent inclure des variables physiques telles que la topographie, le type de sol, l'exposition au soleil, etc., ainsi que des facteurs biotiques tels que l'interaction entre les espèces végétales et animales, la compétition, etc.

Comprendre l'hétérogénéité spatiale du NDVI dans la forêt domaniale de TaourirtIghil est essentiel pour la gestion et la conservation de cet écosystème. Cela permet d'identifier les zones qui nécessitent une attention particulière en termes de restauration, de protection et de gestion durable de la végétation. Ces informations peuvent aider les gestionnaires et les décideurs à prendre des décisions éclairées et à élaborer des stratégies appropriées pour la gestion de la Forêt domaniale de Taourirt Ighil.

La méthodologie utilisée tout au long de cette recherche a été efficace pour obtenir des résultats satisfaisants. L'utilisation du logiciel QGIS pour le traitement des images a été un choix judicieux en raison de sa simplicité, de son efficacité et de ses fonctionnalités avancées en matière d'analyse géospatiale.

Dans notre étude, nous avons utilisé l'indice NDVI pour évaluer l'état de la végétation dans la Forêt domaniale de TaourirtIghil sur une période de 1987 à 2022. Les résultats de cette analyse ont révélé une détérioration importante du couvert végétal de la forêt, en particulier dans la partie Est, avec une diminution de la densité végétale dans de nombreuses zones. Cette observation met en évidence des changements significatifs dans la répartition spatiale de la végétation, avec une distribution inégale et des variations marquées d'une zone à l'autre.

L'étude et l'analyse de l'indice NDVI revêtent une importance cruciale pour comprendre les interactions entre l'homme et son environnement. En mettant en évidence les changements dans la couverture végétale au fil du temps, l'indice NDVI permet de détecter et d'évaluer la déforestation, offrant ainsi des informations essentielles pour la gestion et la conservation des ressources naturelles. La combinaison de la méthodologie utilisée, de l'utilisation du logiciel QGIS et de l'analyse de l'indice NDVI a permis d'obtenir des résultats significatifs pour cette recherche.

Il convient de souligner que quantifier l'ampleur de la dégradation des forêts est une tâche complexe (FAO, 2011) en raison des nombreuses causes et des différentes formes et intensités de dégradation. Les activités humaines telles que l'exploitation forestière non durable, l'agriculture intensive, le pâturage excessif et les incendies sont autant de facteurs qui contribuent à la dégradation forestière. Ainsi, lors de l'évaluation de l'état de la Forêt domaniale de TaourirtIghil, il est essentiel de tenir compte de ces facteurs de dégradation.

Deux facteurs déterminants influent sur la dynamique de la végétation. Tout d'abord, les facteurs climatiques, tels que la température et les précipitations, jouent un rôle crucial dans les conditions nécessaires à la croissance de la végétation. Ensuite, les facteurs de perturbation, qu'ils soient d'origine humaine ou naturelle, tels que le changement d'affectation des terres, l'urbanisation, les incendies de forêt et les ravageurs et maladies des plantes, ont un impact significatif sur la végétation (Chang *et al.*, 2022).

L'indice NDVI est largement influencé par ces facteurs climatiques et humains, comme l'ont souligné Han *et al.* (2023). Le NDVI est sensible aux variations des précipitations et des températures, ce qui se traduit par une diminution des valeurs du NDVI en cas de diminution de ces paramètres, comme l'ont constaté Fan *et al.* (2023). De plus, une augmentation significative de la température peut entraîner une pénurie d'eau et une réduction de l'efficacité du transport des nutriments, ayant ainsi un impact négatif sur la croissance de la végétation, comme l'ont étudié Li *et al.* (2023). Les précipitations ont été identifiées comme l'élément naturel le plus important influençant le NDVI, selon l'étude de Han *et al.* (2023).

Nos observations concordent avec les résultats précédents, car nous avons constaté une variation des précipitations dans la zone étudiée. Au point haut, nous avons observé une saison des pluies plus marquée, avec des précipitations plus élevées en hiver et en automne, tandis qu'au point bas, les valeurs de précipitations étaient globalement plus faibles. De plus, nous avons remarqué une distribution géographique des points bas vers l'est, tandis que les points les plus hauts se trouvaient à l'ouest. En ce qui concerne les températures, nous avons constaté que les températures étaient généralement plus élevées au point bas tout au long de l'année par rapport au point haut.

Ces observations renforcent l'idée que les facteurs climatiques, tels que les précipitations et les températures, jouent un rôle clé dans la répartition spatiale de la végétation dans la région étudiée. Les variations des précipitations et des températures peuvent avoir des répercussions sur la disponibilité en eau, la fertilité du sol et d'autres facteurs qui influencent la croissance des plantes. Par conséquent, il est essentiel de prendre en compte ces facteurs lors de l'évaluation de l'état de la végétation et de la dégradation des forêts dans la région de TaourirtIghil.

Dans la région de TaourirtIghil, nous avons observé une variation de la topographie. Dans la partie est de la forêt, les pentes sont en moyenne supérieures à 25%. Les pentes sont

principalement comprises entre 3% et 12,5% à l'extrême est, tandis qu'au centre, les pentes sont fortes, parfois très abruptes, dépassant 25%. À l'ouest, les pentes sont abruptes, supérieures à 25%.

Les résultats de l'étude menée par Al-Taei *et al.* (2023) soutiennent nos observations selon lesquelles la couverture végétale est plus faible dans les zones à faible pente qui sont densément peuplées et développées pour l'industrie et l'agriculture. En revanche, les zones avec une pente raide ont moins d'activités humaines, ce qui favorise une meilleure croissance de la végétation et une couverture végétale plus élevée, ce qui se traduit par des valeurs de NDVI plus élevées.

Ces observations confirment l'importance de la topographie dans la distribution de la couverture végétale et du NDVI dans la région étudiée. Les zones avec des pentes raides et moins d'activités humaines semblent favoriser une meilleure croissance de la végétation, tandis que les zones à faible pente et plus densément peuplées ont une couverture végétale plus faible. Ainsi, la topographie joue un rôle clé dans la répartition spatiale de la végétation dans la région de TaourirtIghil. Les résultats de cette étude mettent en évidence l'influence de la topographie sur les répartitions de la végétation.

Cela renforce l'idée que les facteurs humains, tels que le développement industriel et agricole, ainsi que les facteurs naturels, tels que la topographie, jouent un rôle important dans la distribution spatiale de la végétation et du NDVI dans la région.

Les activités humaines ont également un impact significatif sur les écosystèmes naturels, ce qui est connu sous le nom de "Changement Global". Ce phénomène comprend plusieurs facteurs tels que la fragmentation des terres, la déforestation, la pollution, l'anthropisation des paysages naturels et les altérations du fonctionnement des systèmes écologiques.

Des recherches similaires, telles que celle réalisée par Alphanet Derse (2013), ont confirmé que la déforestation se produit principalement à des altitudes plus basses. Ces constatations sont cohérentes avec les observations effectuées lors d'une prospection sur le terrain dans la forêt domaniale de TaourirtIghil. De plus, il est important de noter que les facteurs influençant le NDVI peuvent varier d'un endroit à l'autre.

Une étude diachronique menée dans les monts du Tessala en Algérie occidentale a mis en évidence que les déboisements, le surpâturage, les feux de forêt et l'érosion hydrique sont les principales causes de dégradation et de fragmentation du milieu forestier (Bouiadjra *et al.*, 2011b). Une autre étude portant sur le suivi de la déforestation a révélé que l'expansion des espaces agricoles est responsable d'une grande partie de la déforestation, soulignant ainsi la nécessité d'un contrôle plus rigoureux et adéquat de l'environnement local pour ces activités (Cabreira *et al.*, 2023).

La fragmentation des habitats, causée par les activités humaines telles que la construction de bâtiments et de routes, a un impact négatif significatif sur la biodiversité. Elle réduit la taille des habitats, diminue les zones intérieures des forêts, isole les populations existantes et modifie les microclimats. La perte de corridors reliant les habitats naturels et leur intégration dans des paysages urbains entravent le déplacement des organismes, réduisant ainsi les flux génétiques entre les populations et augmentant les risques de consanguinité et d'extinctions locales. Par exemple, la panthère de Floride est menacée d'extinction en raison de la consanguinité accrue causée par la fragmentation de son habitat (White et Wilds 1998).

La fragmentation affecte la biodiversité indigène en réduisant la taille de l'habitat, en diminuant la quantité d'habitat forestier intérieur, en isolant les populations existantes, et en modifiant les microclimats (Noss et Csuti 1994, Saunders et others 1991). L'isolement est accru par la perte de corridors reliant les habitats naturels et par l'intégration des habitats naturels dans des paysages urbains qui entravent le déplacement des organismes.

Les analyses menées par American Forests (2002) montrent que la couverture forestière de quatre zones métropolitaines - Atlanta, Chattanooga, Houston et Roanoke - ainsi que du comté de Fairfax, près de Washington, DC, a diminué de plus de 585 000 acres sur une période de 24 ans.

L'étude menée par Liu Z, He C, Wu J (2016) indique que l'urbanisation a un impact négatif sur la biodiversité, en entraînant la perte et la fragmentation des habitats. Les prévisions indiquent une augmentation de la superficie des terres urbaines près des zones protégées et des zones de biodiversité exceptionnelle. Une analyse basée sur des données d'urbanisation à long terme montre que l'urbanisation diminue la quantité d'habitat et augmente la fragmentation de l'habitat au fil du temps.

Selon Haddad *et al.* (2015), les résultats d'expériences de fragmentation menées à travers le monde démontrent de manière concluante les impacts négatifs de la fragmentation de l'habitat sur la biodiversité et les processus écologiques. Ces effets se manifestent dans une large gamme de biomes et à différentes échelles spatiales et temporelles. Les fragments d'habitat plus petits et plus isolés sont particulièrement vulnérables, avec une réduction significative de la biodiversité et des altérations des fonctions écologiques clés. De plus, l'expansion continue de la population humaine entraînera inévitablement une réduction et une fragmentation supplémentaires des zones naturelles. La capacité des forêts et des habitats naturels restants à maintenir la biodiversité et les services écosystémiques dépendra de la quantité et de la qualité des habitats fragmentés, de leur connectivité et de leur résilience face aux perturbations telles que le changement climatique et les espèces invasives.

Selon Jappiot (2011), les zones où il y a une proximité entre les habitations et la forêt sont particulièrement vulnérables aux incendies. La présence d'habitations à proximité des zones forestières peut considérablement accroître le risque d'incendie et menacer la couverture végétale.

Par ailleurs, la densité du réseau routier et l'accessibilité aux zones forestières sont également des facteurs de fragmentation. Une densité élevée de routes et de chemins forestiers facilite l'accès des individus aux zones boisées, augmentant ainsi les risques d'incendie accidentel ou intentionnel. L'étude menée par Forman et Alexander en 1998 visait à évaluer l'influence des autoroutes sur les changements de la structure du paysage. Les chercheurs ont examiné les segments des autoroutes D1 et D3 en République tchèque. En comparant l'évolution des types de couverture du sol dans une zone où l'autoroute était présente depuis longtemps (segment de l'autoroute D1) avec une zone où l'autoroute a été construite plus tard (segment de l'autoroute D3), ils ont pu déterminer les impacts de la construction et de l'exploitation des autoroutes sur la structure du paysage. Les données ont été analysées à l'aide du logiciel QGIS. Les principales différences entre les segments étaient observées dans le développement des zones commerciales, industrielles et agricoles près des autoroutes. L'existence de l'autoroute a également favorisé le développement de zones résidentielles. De plus, on a constaté une augmentation de la végétation dispersée et des buissons, ainsi qu'une légère augmentation de la catégorie de la forêt dans les deux cas.

La figure(18) met en évidence les infrastructures routières, les zones d'habitation ainsi que les pistes forestières qui caractérisent notre zone d'étude. On peut observer que les

extrémités Est et Ouest de la zone présentent une concentration importante de réseaux routière, ce qui contribue à la fragmentation et à la perte de végétation.

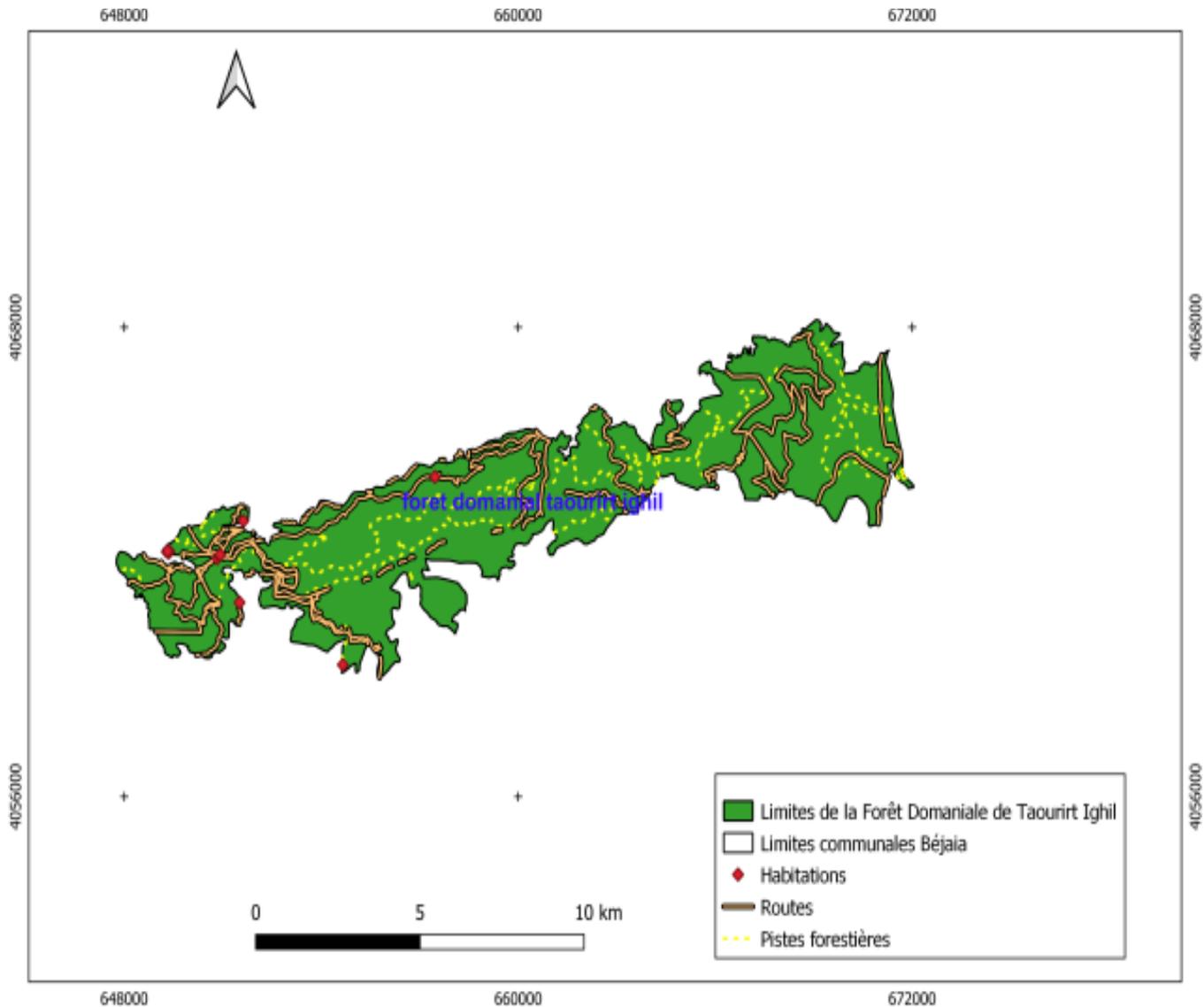


Figure18: Carte des infrastructures routières et habitations de la forêt de TaourirtIghil(CFB,2023).

Le pâturage, en particulier la méthode de divagation utilisée pour l'élevage des bovins et autres animaux dans la région, est un autre facteur qui a probablement contribué à la diminution de la couverture végétale et à la fragmentation de la forêt de TaourirtIghil.

Plusieurs études ont montré les conséquences du surpâturage sur les forêts. Par exemple, Grossiord *et al.* (2015) ont souligné que cette pratique peut entraîner une dégradation du sol en raison du piétinement exercé par les animaux, ce qui réduit la capacité du sol à retenir l'eau et les nutriments nécessaires à la croissance des arbres. Des études de cas menées dans d'autres régions, comme aux Philippines par Kummer *et al.* (2003), au Maroc par Pontevès *et al.* (1990) et au Bénin par Imorou *et al.* (2019), ont également souligné les effets dévastateurs du surpâturage sur les forêts, tels que la diminution de la couverture végétale, l'altération de la qualité du sol et la perte de biodiversité. Par conséquent, il est essentiel de mettre en place des mesures de gestion durable des pâturages qui prennent en compte les besoins des communautés locales tout en préservant l'intégrité des écosystèmes forestiers. Une gestion responsable des pâturages est cruciale pour éviter les conséquences négatives de la dégradation forestière causée par le surpâturage.

En effet, le surpâturage intensif a des effets néfastes sur la structure et la composition des paysages. Il crée des clairières, des zones dénudées et des sols compactés, ce qui fragmente les habitats en petites îles isolées et limite la connectivité entre les populations animales et végétales (Oumar *et al.*, 2020). De plus, le surpâturage a un impact négatif sur les corridors écologiques, qui sont des zones essentielles pour la dispersion des espèces. Lorsque les animaux pâturent de manière excessive le long de ces corridors, ils détruisent la végétation et réduisent la fonctionnalité de ces voies de déplacement, entraînant une fragmentation des habitats et une isolation des populations animales (Mouhamadou *et al.*, 2013).

De plus, il convient de mentionner que la coupe sélective des arbres pour l'exploitation du bois crée des espaces vides dans la forêt, ce qui peut entraîner une fragmentation et une perte de connectivité entre les différents habitats. Ainsi, il serait intéressant d'étudier la connectivité écologique de la forêt de TaourirtIghil en utilisant des outils tels que les corridors écologiques et les modèles de dispersion des espèces. Une telle étude permettrait de mieux comprendre les liens entre les différentes zones de la forêt et d'évaluer l'efficacité des mesures de conservation actuellement en place.

Par ailleurs, les tranchées par feu, également appelées coupe-feu, sont des zones déboisées à l'intérieur des forêts dans le but de limiter la propagation des incendies. Bien que leur objectif principal soit la protection contre les incendies, il est important de noter que les tranchées par feu peuvent également entraîner la fragmentation des forêts en créant des barrières physiques qui séparent les différentes parties de l'écosystème. De plus, la carte de la

figure (19) montre les emplacements des tranchées pare-feu dans la forêt de TaourirtIghil, permettant ainsi d'identifier visuellement l'impact de ces infrastructures sur la fragmentation de la forêt.

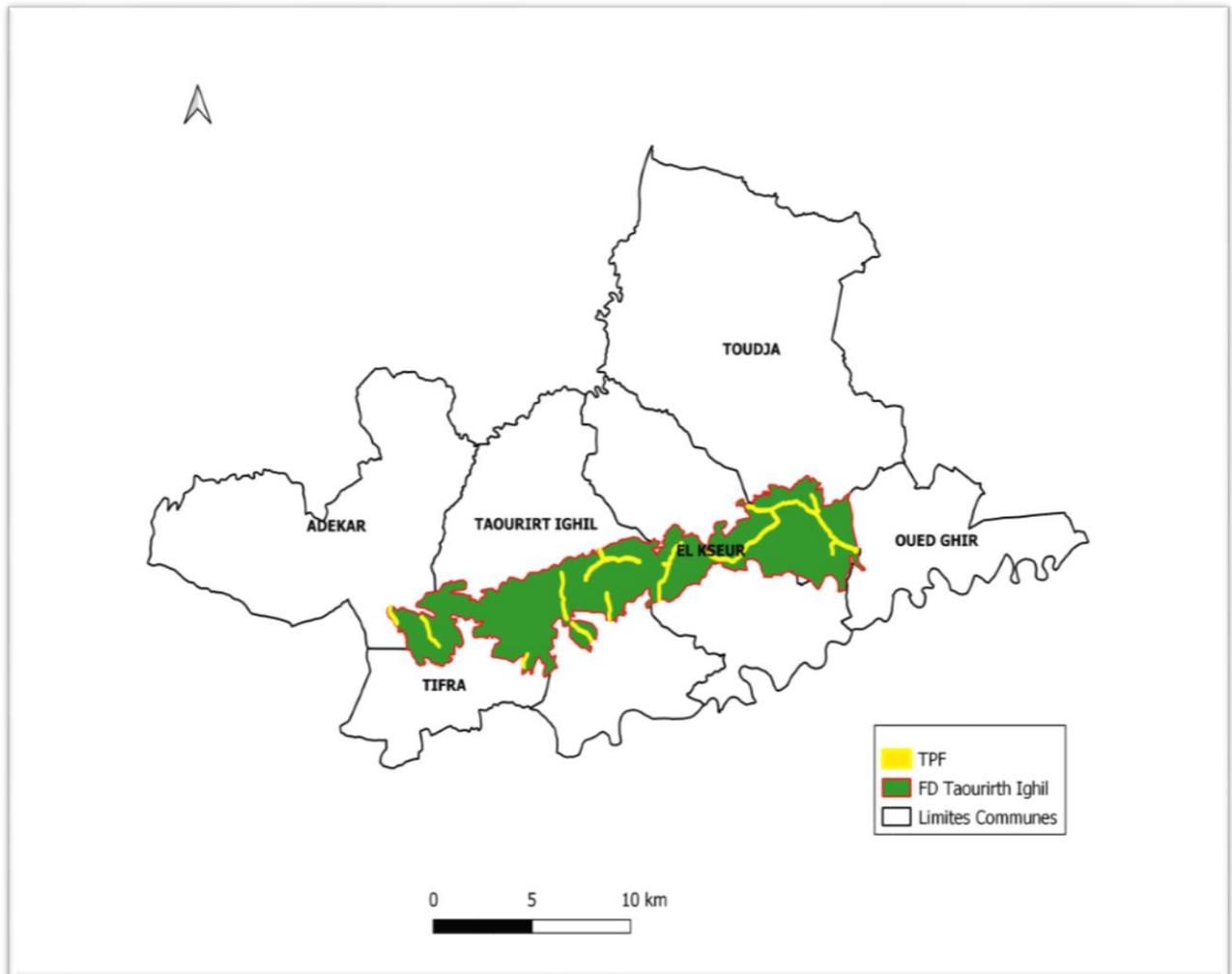


Figure 19: Carte des tranchéespare-feu de la FDde Taourirt ighil (CFB,2023)

Il est a souligné qu'en 2022, dans la forêt domaniale de TaourireTighil, les valeurs élevées de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) dans la partie Ouest et centrale sont principalement causées par l'invasion de la forêt de chênes-lièges dégradés par les chênes zen. En revanche, dans la partie Est, les valeurs faibles de l'NDVI sont dues à la dégradation de la forêt résultant des incendies répétés, des feux récurrents et du surpâturage. Ces perturbations sont les principales causes de la perte de surface et de biomasse végétale. La même dégradation de la subéraie est constatée dans le parc national de Chéra, selon une étude réalisée par Mekideche, Brakchi-Ouakour et Kadik en 2018.

Conclusion

La forêt de TaourirtIghil a été sélectionnée comme l'un des sites pilote du projet "Réhabilitation et développement durable intégré des paysages de production de forêts de chêne-liège en Algérie", cofinancé par le Fonds Mondial pour l'Environnement (FEM) et mis en œuvre par la FAO en partenariat avec la Direction Générale des Forêts (DGF). L'objectif de ce projet est de réhabiliter les écosystèmes de chêne-liège, d'améliorer les pratiques de gestion forestière, de renforcer les capacités des acteurs locaux et de promouvoir le développement économique et social des communautés forestières.

Notre étude met en évidence plusieurs observations concernant la fragmentation de la forêt de TaourirtIghil à Bejaia. Tout d'abord, une comparaison entre la composition colorée de l'année 2022 et celle de 1987 révèle une diminution de la densité du couvert végétal, avec une présence moindre de la couleur rouge qui indique une végétation dense. Cette observation est confirmée par l'analyse de l'indice de végétation normalisé (NDVI) pour l'année 2022, montrant des valeurs faibles dominantes, en particulier dans la partie Est de la forêt.

Cependant, il est important de noter que certaines zones présentent des valeurs plus élevées de l'INDVI, notamment les cantons où la subéraie est relativement en bon état et le long des cours d'eau peuplés par le chêne Zeen et dans les basses altitudes.

Ces résultats soulignent l'urgence de prendre des mesures de gestion appropriées pour atténuer les effets de la fragmentation et préserver la biodiversité et l'écosystème de la forêt. Des études futures pourraient se concentrer sur l'évaluation des facteurs responsables de cette dégradation, tels que l'exploitation forestière, le surpâturage, l'expansion des zones agricoles et l'urbanisation, afin de proposer des stratégies de conservation adaptées.

La connectivité écologique de la forêt de TaourirtIghil devrait également être étudiée, en utilisant des outils tels que les corridors écologiques et les modèles de dispersion des espèces, pour mieux comprendre comment les différentes zones de la forêt sont reliées et évaluer l'efficacité des mesures de conservation existantes.

Des mesures de conservation et de restauration adaptées pourraient être mises en place, telles que la création de zones protégées, la réglementation de l'exploitation forestière, la promotion de pratiques agricoles durables et la sensibilisation des communautés locales à

l'importance de la préservation de la forêt

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alessio F.M., 2010.Biodiversité, Périurbanisation et Santé Publique : Cas des micromammifères et de leurs parasites des fragments forestiers de la Région Métropolitaine de Recife, Pernambuco, Brésil.Doctorat de L'université Aix-Marseille I

Ahsan, R., Hamdan, M., Ahmad, B., 2016. Mega-infrastructure development – induced displacement in east Malaysia : a study of social sustainability.Malaysia Sustainable Cities Program, Working Paper Series© Reazul Ahsan & Massachusetts Institute of Technology 2016.<https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/>

Alphan, H., etDerse, M. A., (2013).Change detection in Southern Turkey using normalized difference vegetation index (NDVI). *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.3846/16486897.2012.663091>

Al-Taei, A. I., Alesheikh, A. A., etDarvishiBoloorani, A. (2023). Land Use/Land Cover Change Analysis Using Multi-Temporal Remote Sensing Data : A Case Study of Tigris and Euphrates Rivers Basin. *Land*, 12(5), 1101.

Akpoyèté, D.H., Landeou, R.C., Orékan, V.O., 2018. Anthropisation Et Dynamique Des Paysages En Pays Agonlin Au Bénin. *Eur. Sci. J. ESJ* 14. <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n36p571>

Barima, Y., Bogaert, J., Traore, D., 2009. Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages forestiers en milieux de transition forêt-savane dans le Département de Tanda, Côte d'Ivoire.

Bartlett LJ, Newbold T, Purves DW, Tittensor DP, Harfoot MBJ. 2016. Synergistic impacts of habitat loss and fragmentation on model ecosystems. *Proc. R. Soc.* B283: 20161027.<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.1027>

Bélisle M., Desrochers A., Fortin M.J., 2001.Influence of forest cover on the movements of forestbirds:a homing experiment. *Volume82, Issue7, July 2001, Pages 1893-1904.* [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1893:IOFCOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1893:IOFCOT]2.0.CO;2)

Bender D.J., Contreras T.A., Fahrig L., 1998. Habitat loss and population decline:ameta-analysis of the patch size effect. *Ecology*Volume 79, Issue 2 p. 517-533.

[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079) [0517 : H LAPDA]2.0.CO ;2.

Bennett, A., Van der Ree R., 2003. Home range of the squirrelglider (*Petaurusnorfolcensis*) in a network of remnantlinear habitats. *Journal of Zoology*, 259(4), 327-336. Doi :10.1017/S0952836902003229

Bergin T.M., Best L.B., FreemarkK.E.,Koehler K.J., 2000.Effects of landscape structure on nestpredation in roadsides of a midwesternagroecosystem:amultiscaleanalysis. *LandscapeEcology* 15, 131–143 (2000). <https://doi.org/10.1023/A:1008112825655>

Bergès L., Roche P., Avon C.,2010.Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue, *Sciences Eaux & Territoires*, 2010/3 (Numéro 3), p. 34-39. DOI : 10.3917/set.003.0034. URL : <https://www.cairn.info/revue-sciences-eaux-et-territoires-2010-3-page-34.htm>

Betts M.G., Forbes, G.J. Diamond A.W., Taylor P.D., 2006.Independent Effects Of Fragmentation On Forest Songbirds: An Organism-BasedApproach.*EcologicalApplications*. Volume 16, Issue 3 p. 1076-1089.[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016) [1076 : IEOFOF]2.0.CO ;2.

Bouiadjra, S. E. B., Zerey, W. E., et Benabdeli, K. 2011a. Étude diachronique des changements du couvert végétal dans un écosystème montagneux par télédétection spatiale : Cas des monts du Tessala (Algérie occidentale). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement, Volume 5*, p211-p 225.

Bouget, C., Gosselin, M., Gosselin, F., Bergès, L., 2009. Conséquences de l'augmentation des prélèvements de biomasse ligneuse pour la biodiversité forestière : chap. 7.

Brooks T.M.; Mittermeier R.A.; Mittermeier C.G.; Da Fonseca G.; Rylands A.B.; Konstant W.R.; Flick P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G., et Hilton-Taylor C., 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16(4): 909-923.

Bolger D.T., Suarez A.V., Crooks K.R., Morrison S.A., Case T.J., 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern california: area, age, and edge effects.*EcologicalApplications*. Volume 10, Issue 4 p. 1230-1248.[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010)[1230:AIUHFI]2.0.CO;2

Bourgoin C., 2015. Estimation de la dégradation forestière en forêts tropicales à partir de technique multi-capteur satellitaire. Rennes : Agrocampus Ouest, 72 p. Mémoire de fin d'études : Paysage. Géo-information appliquée à l'agronomie au paysage et à l'environnement : Agrocampus Ouest.

Brou Y. T., Servat E., Paturel J.E., 1998. Contribution à l'analyse des inter-relations entre activités humaines et variabilité climatique : cas du Sud forestier ivoirien. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science. Volume 327, Issue 12, Pages 833-838

Burel F., Ernoult A., Gil-Tena A., Favre L., Mony C., Duflot R., Georges R., Baudry J., 2012. Écologie du Paysage & Écologie végétale. Colloque ECOVEG, Université de Lorraine (UL). Vandœuvre-lès-Nancy, FRA., Mar 2012, Vandœuvre-lès-Nancy, France. 36 p. fhal-01210029f

Cabreira, Y. F. dos S., Freitas, G. Z., et Guaraldo, E. (2023). Monitoring of deforestation and urban occupation through the analysis of NDVI and NDBI indices in the municipality of Paraíso das Águas/MS. *Seven Editora*.
<http://sevenpublicacoes.com.br/index.php/editora/article/view/2265>

Carrière M. A., Bulté G., Blouin-Demers G., 2009. Spatial Ecology of Northern Map Turtles (*Graptemys geographica*) in a Lotic and a Lentic Habitat. *J. of Herpetology*, 43(4):597-604 (2009). <https://doi.org/10.1670/08-144.1>

Chaste E., 2019. Risques passés et futurs d'incendies, et leurs incidences sur la résilience de la forêt boréale de l'Est canadien. Thèse. Montréal (Québec, Canada), Université du Québec à Montréal, Doctorat en sciences de l'environnement. <https://archipel.uqam.ca/12652/>

Conruyt-Rogéon G., Girardet X., 2011. Identification des points de conflits entre la faune sauvage et les véhicules : Méthode d'observation des collisions par les agents d'entretien des routes. (hal-00814997). <https://hal.science/hal-00814997/>

Courault R., Duval G. et Marianne C., 2018. La fragmentation des paysages de l'élevage des rennes. Une étude de cas en Laponie suédoise, *Géocarrefour*. 92/3 | 2018, URL : <http://journals.openedition.org/geocarrefour/11035> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/geocarrefour.11035>

Cuny, M., Gond, V., et Dubiez, E., 2023. Forest transition in Côte d'Ivoire: Reversal of deforestation trends and potential for sustainable forest management. *Land Use Policy*, 112, 105756.

Cuny, P., Plancheron, F., Bio, A., Kouakou, E., Morneau, F., 2023. La forêt et la faune de Côte d'Ivoire dans une situation alarmante – Synthèse des résultats de l'Inventaire forestier et faunique national. *BOIS FORETS Trop.* 355, 47–72.
<https://doi.org/10.19182/bft2023.355.a36939>

Delissio, L., Primack, R., Hall, P., & Lee, H. , 2002. A decade of canopy-treeseedlingsurvival and growth in twoBorneanrainforests:Persistence and recoveryfrom suppression. *Journal of Tropical Ecology*, 18(5), 645-658.
[doi:10.1017/S0266467402002420](https://doi.org/10.1017/S0266467402002420)<https://www.researchgate.net/>

Devictor V., Julliard R., Couvet D., Lee A., Jiguet F., 2007. functionalhomogenizationeffect of urbanization on birdcommunities.*Conservation Biology* Volume 21, No. 3, 741–751.C 2007 Society for Conservation Biology. DOI : 10.1111/j.1523-1739.2007.00671.x

Djaouga, M., Arouna, O., Zakari, S., Kouta, S., IssifouMoumouni, Y., Mertens, B., TokoImorou, I., Thomas, O., 2022. Cartographie de la déforestation dans le département de l'Alibori (nord du Benin) grâce aux images satellitaires SPOT. *Rev. Fr. Photogrammétrie Télédétection* 223, 200–216. <https://doi.org/10.52638/rfpt.2021.577>

Di Pietro, F., Chaudron, C., Perronne, R., 2016. Les dépendances vertes dans les paysages agricoles : prendre en compte les milieux adjacents à la route, in: *Vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.17307>

Dobeš, C., Konrad, H., Geburek, T., 2017. Potential Population Genetic Consequences of Habitat Fragmentation in Central European Forest Trees and Associated Understorey Species—An Introductory Survey. *Diversity* 9, 9. <https://doi.org/10.3390/d9010009>

Fan, X., Gao, P., Tian, B., Wu, C., & Mu, X., 2023. Spatio-Temporal Patterns of NDVI and Its Influencing Factors Based on the ESTARFM in the Loess Plateau of China. *RemoteSensing*, 15(10), 2553.

Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of*

Ecology, Evolution, and Systematics, 34, 487-515.

Fietz, J., Tomiuk, J., Loeschcke, V., Weis-Dootz, T., Segelbacher, G., 2014. Genetic Consequences of Forest Fragmentation for a Highly Specialized Arboreal Mammal - the Edible Dormouse. PLoS ONE 9, e88092. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088092>

Franklin Alan B., Barry r. Noon, et Luke George T.2002.What is habitat fragmentation? Studies in avianbiology no. 25:20-29

Fletgen, M., 2020.Pérégrination en forêt dans le monde virtuel : ses représentations et usages dans les jeux vidéo. Proj. Paysage. <https://doi.org/10.4000/paysage.7672>

Gauthier, M., 2005. La planification des transports et le développement durable à Montréal : quelles procédures de débat public pour quelles solutions intégrées ? : Flux n° 60-61, 50–63. <https://doi.org/10.3917/flux.060.0050>

Grossiord, C., Gessler, A., Granier, A., Bonal, D., 2015. Les forêts tempérées face aux conséquences du changement climatique : est-il primordial de favoriser une plus forte diversité d'arbres dans les peuplements forestiers ?, in: Revue Forestière Française. p. Fr.], ISSN 0035. <https://doi.org/10.4267/2042/57901>

Guthery F. S., King N. M., Kuvlesky W. P., DeStefano Jr.S., Gall S. A. and Silvy N.J., 2001.Comparative Habitat Use by ThreeQuails in DesertGrassland. The Journal of Wildlife Management. Vol. 65, No. 4 (Oct., 2001), pp. 850-860 (11 pages). <https://doi.org/10.2307/3803034>

Gibbs, J.P., 1998. Distribution of woodlandamphibiansalong a forest fragmentation gradient. LandscapeEcology 13, 263–268 (1998). <https://doi.org/10.1023/A:1008056424692>

Gurd D.B., Nudds T.D., Rivard D.H., 2008. Conservation of Mammals in Eastern North American WildlifeReserves: How Small Is Too Small?. Conservation Biology. Volume 15, Issue 5 p. 1355-1363.<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.00188.x>

Hanski I., 1999. Habitat Connectivity, Habitat Continuity, and Metapopulations in Dynamic Landscapes.Oikos Vol. 87, No. 2 (Nov., 1999), pp. 209-219 (11 pages).<https://doi.org/10.2307/3546736>

Ovaskainen O., Hanski I., 2003. How muchdoes an individual habitat fragment contribute to

metapopulation dynamics and persistence? *Theoretical Population Biology*. Volume 64, Issue 4, December 2003, Pages 481-495. [https://doi.org/10.1016/S0040-5809\(03\)00102-3](https://doi.org/10.1016/S0040-5809(03)00102-3).

Haddad et al. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 2015;1:e1500052.2-9.

Han, J., Zhang, X., Wang, J., et Zhai, J. 2023. Geographic Exploration of the Driving Forces of the NDVI Spatial Differentiation in the Upper Yellow River Basin from 2000 to 2020. *Sustainability*, 15(3), 1922.

Hanski I., Ovaskainen I., 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* 64 (2003) 119–127/ 0040-5809/03/\$ - see front matter © 2003 Elsevier Science (USA). All rights reserved. doi:10.1016/S0040-5809(03)00022-4

Hartley M.J. and Hunter Jr. M.L., 1998. A Meta-Analysis of Forest Cover, Edge Effects, and Artificial Nest Predation Rates. *Conservation Biology*, Vol. 12, No. 2 (Apr., 1998), pp. 465-469 (5 pages). <https://www.jstor.org/stable/2387518>

Hervet, M., 2013. Les politiques de l'habitat à l'épreuve de la fragmentation métropolitaine. Le cas de l'Île-de-France.

Hofmann, C., Conedera, M., Delarze, R., Carraro, G., Giorgetti, P., 1998. Effets des incendies de forêt sur la végétation au Sud des Alpes suisses. *Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst.WaldSchneeLandsch.* 73,1 :1-90. Band 73, 1998, Heft1. <https://www.researchgate.net/>

Hovington, 2010. Évaluation de la connectivité de l'habitat du caribou forestier selon différents scénarios d'aménagement Écosystémique en pessière à mousses de l'ouest du Québec. These maîtrise en biologie. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. <https://chaireafd.uqat.ca/>

Imorou, I.T., Arouna, O., Zakari, S., Djaouga, M., Thomas, O., Kinmadon, G., 2019. Évaluation de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les aires protégées et terroirs villageois du bassin cotonnier du Bénin.

Jaeger, J.A.G., 2012. L'impact des constructions routières sur la fragmentation du territoire en Suisse (1885-2002): quelles leçons retenir? *Nat. Can.* 136, 83–88.

<https://doi.org/10.7202/1009112ar>

Jumeau, J., 2017. Les possibilités de dispersion et éléments d’habitat-refuge dans un paysage d’agriculture intensive fragmenté par un réseau routier dense : le cas de la petite faune dans la plaine du Bas-Rhin.

Kaleba, S.C., Sikuzani, Y.U., Mwana, Y.A., Bogaert, J., Kankumbi, F.M., 2018. Analyse structurale de la dynamique forestière dans la région de l’Arc Cuprifère Katangais en République Démocratique du Congo : II. Analyse complémentaire de la fragmentation forestière. *Tropicultura*.

Komonen A., Penttilä R., Mindgren M., Hanski I., 2003. Forest fragmentation truncates a foodchain based on an old-growth forest bracket fungus. *OIKOS* 90 : 119–126. Copenhagen 2000. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900112.x>

Kurki S., Nikula A., Helle P., Lindén H., 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. Volume 81, Issue 7, July 2000, Pages 1985-1997. [https://doi.org/10.1890/0012-658\(2000\)081\[1985:LFAFCE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-658(2000)081[1985:LFAFCE]2.0.CO;2)

Kummer, D., Concepcion, R., Canizares, B., 2003. Image and reality: Exploring the puzzle of continuing environmental degradation in the uplands of Cebu, The Philippines. *Philipp. Q. Cult. Soc.*

Lampin .C, Jappiot M., Ferrier J.P., 2011. Modélisation du risque d’incendie de forêt dans les interfaces habitats-forêts. *Sciences Eaux & Territoires*, Hors série 2011, 12 p. 10.14758/SET-

Liu, Jiajia, Coomes, D.A., Gibson, L., Hu, G., Liu, Jinliang, Luo, Y., Wu, C., Yu, M., 2019. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 94, 1636–1657. <https://doi.org/10.1111/bry.12519>

Laforge A., Barbaro L., Bas Y., Calatayud F., Ladet S. Sirami C., Archaux F., 2022. Road density and forest fragmentation shape bat communities in temperate mosaic landscapes. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204622000020>

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Laurent D., Maître, H.F., 1992. Destruction des ressources forestières tropicales : l'exploitation forestière en est-elle la cause ? . Montpellier : CIRAD-Forêt, 116 p.
<https://agritrop.cirad.fr/>

Leuch B.A., Streit K., Brang P., 2017. La forêt suisse face aux changements climatiques : quelles évolutions attendre ? Notice pour le praticien : Not. prat. 59 (2017).
<https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/>

Levins R., 1966. The strategy of model building in population biology. Vol. 54, No. 4 (DECEMBER 1966), pp. 421-431 (11 pages). <https://www.jstor.org/stable/27836590>

Li, C., Jia, X., Zhu, R., Mei, X., Wang, D., et Zhang, X., 2023. Seasonal Spatiotemporal Changes in the NDVI and Its Driving Forces in Wuliangsu Lake Basin, Northern China from 1990 to 2020. *Remote Sensing*, 15(12), 2965.

Lourenço L., 2005. Les terres anciennement cultivées du centre du Portugal : Aménagements-traditionnels et impacts des incendies de forêt. *Études de Géographie Physique*, n° XXXII, 2005. <https://www.researchgate.net/>

Martin C., Bernard-Allée P., Béguin E., Levant M., Quillard J., 1993. Conséquences de l'incendie de forêt de l'été 1990 sur l'érosion mécanique des sols dans le Massif des Maures, in: *Bulletin de l'Association de géographes français*. pp. 438-447.
<https://doi.org/10.3406/bagf.1993.1711>

Mama A., Bogaert J., Cannière C., Sinsin A.B., 2013. Anthropisation des paysages au Bénin : dynamique, fragmentation et développement agricole. *TROPICULTURA*, 2013, 31, 1, 78-88

Martin P., 2008. Influence de la fragmentation forestière sur la régénération des espèces arborées dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. (:unav). <https://doi.org/10.13097/ARCHIVE-OUVERTE/UNIGE:8467>

Mayrand F., 2012. Modélisation du fonctionnement hydrologique du sol et de la biodiversité des communautés végétales. Application à l'analyse de la performance écologique d'un aménagement paysager autoroutier.. *Sciences agricoles*. AgroParisTech, 2012. Français. (NNT : 2012AGPT0086). (pastel-00948342v2)

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Mergey 2007. Réponses des populations de martres d'Europe (*Martes martes*) à la fragmentation de l'habitat : mécanismes comportementaux et conséquences. Thèses de Doctorat de l'université De Reims Champagne-Ardenne Discipline : Eco-éthologie

Mohieldin M., Caballero, P., 2015. Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la, in: Chronique ONU. pp. 34–35. <https://doi.org/10.18356/2bb80af5-fr>

Mosnier A., 2008. Utilisation du milieu boréal par l'ours noir et implications pour la conservation du caribou de la Gaspésie. Thèse doctorat en biologie extensionné de l'université du québec à montréal, 122p

Mouhamadou I., Imorou I., Mèdahou A., Sinsin B., 2013. Perceptions locales des déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé au Bénin. *J. Appl. Biosci.* 66, 5049. <https://doi.org/10.4314/jab.v66i0.95002>

Nicod J., 1951. Sur le rôle de l'homme dans la dégradation des sols et du tapis végétal en Basse-Provence calcaire. *Rev. Géographie Alp.* 39, 709–748. <https://doi.org/10.3406/rga.1951.4181>

Noss R.F.; Csuti B., 1994. Habitat fragmentation. In: Meffe, G.K.; Carroll, C.R., eds. *Principles of conservation biology.* Sunderland, MA:Sinauer Associates, Inc.: 237-264. REVUE.2011.HS.03. hal-00652743

Oumar K., Blaise O., Issa S., 2020. Facteurs de fragmentation et stratégies de gestion des massifs forestiers au Burkina Faso. *J. Appl. Biosci.* 133, 13516. <https://doi.org/10.4314/jab.v133i1.4>

Oumar Z., Ouédraogo A., & Sawadogo L., 2020. Gestion des massifs forestiers en zone sahélienne du Burkina Faso: entre pratiques locales et enjeux globaux. *Revue Géographique de l'Est*, 60(1), 55-71.

Pither J., Taylor P.D., 1998. An Experimental Assessment of Landscape Connectivity. *Oikos*. Vol. 83, No. 1 (Oct., 1998), pp. 166-174 (9 pages). <https://doi.org/10.2307/3546558>

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Pontevès, E.D., Bourbouze, A., Narjisse, H., 1990. Occupation de l'espace, droit coutumier et législation forestière dans un terroir de l'arganaie septentrionale au Maroc.

Prieto-Recio C., Martín-García J., Bravo F., Diez J.J., 2015. Unravelling the associations between climate, soil properties and forest management in *Pinus pinaster* decline in the Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management*. Volume 356, 15 November 2015, Pages 74-83 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.033>

Raherilalao, M.J., 2001. Effets de la fragmentation de la forêt sur les oiseaux autour du Parc national de Ranomafana (Madagascar). *Rev. D'écologie Terre Vie* 56, 389–406. <https://doi.org/10.3406/revec.2001.2374>

Rakotondrasoa O.L., Malaisse F., Rajoelison G.L., J. Gaye, Razafimanantsoa M., Rabearisoa M.R., Ramamonjisoa B.S., Raminosa N., Verheggen F., Poncelet M., Haubruge E. & Bogaert J., 2013. Identification des indicateurs de dégradation de la forêt de tapia (Uapacabojeri) par une analyse sylvicole *TROPICULTURA*, , 31, 1, 10-19

Rakotondratsimba H.M., Goodman S.M., 2023. Aperçu sur la fragmentation de la forêt naturelle dans la Réserve Spéciale d'Ambositantely et ses alentours entre 1949 et 2017, Hautes Terres Centrales. *Madag. Conserv. Dev.* 17, 9–17. <https://doi.org/10.4314/mcd.v17i1.5>

Raymond-Bourret E., 2017. Détermination des impacts respectifs de la perte et de la fragmentation de la forêt mature sur l'écologie spatiale des grands mammifères. Mémoire. Rimouski, Québec, Université du Québec à Rimouski, Département de biologie, chimie et géographie, 111 p. <https://semaphore.uqar.ca/id/eprint/1331/>

Ricketts, T.H., et al., 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. www.pnas.org/cgi. Doi: 10.1073/pnas.0509060102 PNAS/December 20, 2005/vol. 102/no. 51/18497–18501 ECOLOGY

Robinson, S. K., S. I. Rothstein, M. C. Brittingham, L. J. Petit, And J. A. Grzybowski. 1995. Ecology and behavior of cowbirds and their impact on host populations. Pp. 428-460

Rodrigues, P., 2014. La théorie des graphes pour analyser la transparence écologique des infrastructures de transport. 2014. <dumas01113795><https://core.ac.uk/download/pdf/52435009.pdf>

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Robert A., 2020. « Asie du Sud-Est : la forêt brûle », *L'Information géographique*, 2020/2 (Vol. 84), p. 8-30. DOI : 10.3917/lig.842.0008. URL : <https://www.cairn.info/revue-l-information-geographique-2020-2-page-8.htm>

Sako, N., Beltrando, G., Atta, K.L., N'da, H.D., Brou, T., 2013. Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc national du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire), in: *Vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.14127>

Sambiéni, K.R., Toyi, M.S., Mama, A., 2015. Perception paysanne sur la fragmentation du paysage de la Forêt classée de l'Ouémé Supérieur au nord du Bénin, in: *Vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.16477>

Sánchez-Zapata J.A., Calvo J.F., 2001. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Volume 36, Issue 2/ April 1999/Pages 254-262*. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00396.x>

Saunders Denis A.; Hobbs Richard J.; Margules Chris R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review *Conservation Biology*, Vol. 5, No. 1, pp. 18-32.

Schmiegelow F.K.A., Mönkkönen M., 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* Volume 12, Issue 2 p. 375-389. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0375:HLAFID\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0375:HLAFID]2.0.CO;2).

Saunders Denis A.; Hobbs Richard J.; Margules Chris R. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review *Conservation Biology*, Vol. 5, No. 1, pp. 18-32.

Souidi Z., Benbakar H., 2017. L'Algérie : une région méditerranéenne très sensible aux incendies de forêt. *Home / Arquivos / N. ° 24 (2017):artigos*. DOI : https://doi.org/10.14195/1647-7723_24_13

Tan, W.C., Herrel, A., Rödder, D., 2023. A global analysis of habitat fragmentation research in reptiles and amphibians: what have we done so far? *Biodivers. Conserv.* 32, 439–468. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02530-6>

Tavares D.C., Guadagnin D.L., Fulgencio de Moura J., Siciliano S., Merico A., 2015. Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

coastal lagoons: Implications for management. *Biological Conservation*. Volume 186, June 2015, Pages 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.027>.

Taylor P.D., Merriam G., 1995. Wing Morphology of a Forest Damselfly Is Related to Landscape Structure. *Oikos* Vol. 73, No. 1 (May, 1995), pp. 43-48 (6 pages). <https://doi.org/10.2307/3545723>.

Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C., 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments : a mini review. *Ecol. Res.* **17**, p. 229–239.

Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C., 2002. Contribution Of Small Habitat Fragments To Conservation Of Insect Communities Of Grassland–Cropland Landscapes. *Ecological Applications*; Volume 12, Issue 2 p. 354-363. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0354: COSHFT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0354: COSHFT]2.0.CO;2)

Venier L.A. and Fahrig L., 1996. Habitat Availability Causes the Species Abundance–Distribution Relationship. *Oikos* Vol. 76, No. 3 (Sep., 1996), pp. 564-570 (7 pages). <https://doi.org/10.2307/3546349>

Wettstein W., Schmid B., 2001. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* Volume 36, Issue 3 p. 363-373. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>

With K.A., Crist T.O., 1995. Critical Thresholds in Species' Responses to Landscape Structure. Volume 76, Issue 8. December 1995. Pages 2446-2459. <https://doi.org/10.2307/2265819>

With K.A., King A. W., 1999. Extinction Thresholds for Species in Fractal Landscapes Umbrales de Extinción para Especies en Paisajes Fraccionados. Volume 13, Issue 2. April 1999. Pages 314-326. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.013002314.x>

Wohlgemuth, T., Brigger, A., Gérold, P., Laranjeiro, L., Moretti, M., Moser, B., Rebetez, M., Schmatz, D.R., Schneiter, G., Sciacca, S., Sierro, A., Weibel, P., Zumbrunnen, T., Conedera, M., 2010. Vivre avec les incendies de forêt. Notice pour le praticien 46 (2010). WSL, Zürcherstrasse 111. CH-8903 Birmensdorf. <http://www.wsl.ch/publikationen/>

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Yahner R.H. and Mahan C.G., 1999. Potential for Predator Learning of Artificial Arboreal Nest Locations. *The Wilson Bulletin*. Vol. 111, No. 4 (Dec., 1999), pp. 536-540. <https://www.jstor.org/stable/4164139>

Yeo, K., Tiho, S., Ouattara, K., Konate, S., Kouakou, L., Fofana, M., 2013. Impact de la fragmentation et de la pression humaine sur la relique forestière de l'Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire). *J. Appl. Biosci.* 61, 4551. <https://doi.org/10.4314/jab.v61i0.85602>

ANNEXES

ANNEXE N°I: Les moyennes de températures maximales et minimales de la forêt de Taourirt Ighil pour la période (1987-2022).

	Paramètres	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
H	M (°C)	9,06	9,55	11,27	12,91	15,57	19,11	22,04	23,08	19,96	18,18	13,32	10,30	15,36
	m(°C)	3,14	3,22	4,82	6,76	9,79	13,44	16,40	17,24	15,11	11,86	7,49	4,47	9,48
	(M+m)/2	6,10	6,39	8,04	9,84	12,68	16,27	19,22	20,16	17,53	15,02	10,41	7,38	12,42
B	M (°C)	14,09	14,58	16,30	17,94	20,60	24,14	27,07	28,11	24,99	23,21	18,35	15,33	20,39
	m(°C)	6,02	6,10	7,70	9,64	12,67	16,32	19,28	20,12	17,99	14,74	10,37	7,35	12,36
	(M+m)/2	10,06	10,34	12,00	13,79	16,64	20,23	23,17	24,11	21,49	18,98	14,36	11,34	16,38

ANNEXE N° II: Répartition des précipitations dans la zone d'étude Taourirt-Ighi (1987-2022)

Paramètres	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Précipitation	108,60	86,66	77,27	67,79	41,23	16,62	5,45	8,90	60,96	64,72	105,97	116,29
P Haut (mm)	170,51	136,05	121,32	106,43	64,74	26,10	8,55	13,97	95,71	101,61	166,37	182,58
P Bas (mm)	129,24	103,12	91,96	80,67	49,07	19,78	6,48	10,59	72,54	77,02	126,10	138,39

Impacts de la population sur la fragmentation de la Forêt domaniale de Taourirt-ighil à Bejaia

Résumé

La forêt de TaourirtIghil à Bejaia, en Algérie, est confrontée à une fragmentation croissante de son couvert végétal due à la pression exercée par la population locale. Cette fragmentation menace la valeur écologique et socio-économique de la forêt. Une étude utilisant des images satellitaires et l'indice de végétation normalisé (NDVI) sur une période de 35 ans a été réalisée pour comprendre l'ampleur de cette fragmentation et identifier les facteurs tel que le climat , urbanisation, route, surpâturage ,incendie. Les résultats de l'étude ont démontré que l'augmentation de la population a entraîné une expansion des activités humaines telles que l'agriculture et l'urbanisation, contribuant ainsi à la fragmentation de la forêt. Cette fragmentation a des conséquences négatives sur la biodiversité et la connectivité écologique de la forêt. Afin de prévenir cette fragmentation et de préserver la biodiversité de la forêt de TaourirtIghil, des mesures de gestion durable appropriées doivent être mises en place. Les résultats de cette étude fourniront des informations précieuses pour guider ces mesures de gestion et atténuer les impacts de la population sur la fragmentation de la forêt.

Mots clés: fragmentation ,population, impacts, cartographie , la foret de Taourirtighil

Abstract

TaourirtIghil forest in Bejaia, Algeria, is facing increasing fragmentation of its vegetation cover due to pressure from the local population. This fragmentation threatens the ecological and socio-economic value of the forest. A study using satellite images and the Normalized Vegetation Index (NDVI) over a period of 35 years was carried out to understand the extent of this fragmentation and identify the factors at play. The results of the study demonstrated that the he population increase has led to an expansion of human activities such as agriculture and urbanization, contributing to forest fragmentation. This fragmentation has negative consequences on the biodiversity and ecological connectivity of the forest. In order to prevent this fragmentation and preserve the biodiversity of the TaourirtIghil forest, appropriate sustainable management measures must be put in place. The results of this study will provide valuable information to guide these management measures and mitigate population impacts on forest fragmentation.

Key words: fragmentation, population, impacts, cartography, TaourirtIghil forest,

ملخص

تواجه غابة تاويرت إغيل في بجاية، الجزائر، تجزئة متزايدة لغطائها النباتي بسبب الضغط الذي يمارسه السكان المحليون. وهذا التشرذم يهدد القيمة البيئية على مدى 35 عاما لفهم مدى هذا (NDVI) والاجتماعية والاقتصادية للغابة. وأجريت دراسة باستخدام صور الأقمار الصناعية ومؤشر الغطاء النباتي الطبيعي التشرذم وتحديد العوامل المؤثرة. وأظهرت نتائج الدراسة أن الزيادة السكانية أدت إلى التوسع في الأنشطة البشرية مثل الزراعة والتحضر، مما يساهم في تجزئة الغابات. ولهذا التجزئة عواقب سلبية على التنوع البيولوجي والترابط البيئي للغابة. ومن أجل منع هذا التشرذم والحفاظ على التنوع البيولوجي لغابة تاويرت إغيل، يجب وضع تدابير الإدارة المستدامة المناسبة. ستوفر نتائج هذه الدراسة معلومات قيمة لتوجيه تدابير الإدارة هذه والتخفيف من التأثيرات السكانية على تجزئة الغابات.

..الكلمات المفتاحية:التفتت,السكان , غابة تاويرت إغيل، التأثيرات،