



## Cartographie et quantification de la perte du couvert forestier dans les parcs nationaux du Sud de la République d'Haïti de 1985 à 2018 : rôle des activités agricoles locales

Waselin SALOMON<sup>1,2\*</sup>, Yannick Useni SIKUZANI<sup>3</sup>, Akoua Tamia Madeleine KOUAKOU<sup>4</sup>, Yao Sadaïou Sabas BARIMA<sup>4</sup>, Jean Marie THEODAT<sup>5</sup> et Jan BOGAERT<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Université d'Etat d'Haïti, Haïti, Campus Henri Christophe de Limonade. 1130, Rte Nationale # 6 Limonade, Haïti.

<sup>2</sup>Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech Unité Biodiversité et Paysage, 2 Passage des Déportés, 5030 Gembloux, Belgique.

<sup>3</sup>Unité Ecologie, Restauration Ecologique et Paysage, Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, 1825 Lubumbashi, RD Congo.

<sup>4</sup>Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche Environnement, 150 Daloa, Cote d'Ivoire.

<sup>5</sup>Université d'Etat d'Haïti (Haïti), Faculté des sciences, URBAteR, URBALaB, Angle Rues Joseph et Mgr Guilloux, Port-au-Prince, Ouest, Haïti.

\*Auteur correspondant ; E-mail : [s.waselin@yahoo.fr](mailto:s.waselin@yahoo.fr) , [w.salomon@doct.uliege.be](mailto:w.salomon@doct.uliege.be) ;  
Tel. : +32465302936 , +50933511330

Received: 22-11-2020

Accepted: 23-04-2021

Published: 30-04-2021

### RESUME

En Haïti, les parcs nationaux ont été créés pour préserver les rares massifs forestiers qui sont constamment menacés par l'agriculture et l'élevage. Toutefois, des études scientifiques sur la dynamique paysagère des écosystèmes forestiers des parcs d'Haïti ont reçu peu d'attention. Cette étude a pour objectif de cartographier et quantifier la perte de couverture forestière dans les parcs nationaux naturels de la Forêt des Pins (PNN-FP2), de La-visite (PNN-LV) et de Macaya (PNN-M) de 1985 à 2018. Une analyse diachronique, grâce à la classification supervisée des images Landsat appuyée sur les outils d'analyse de l'écologie du paysage, a été réalisée. Les résultats montrent une dynamique paysagère matérialisée par des pertes du couvert forestier de 56%, 36% et 46% respectivement au sein du PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M entre 1985 à 2018, à travers la dissection et la fragmentation des taches par opposition à la dynamique progressive des surfaces agricoles et du sol nu sous-tendue par la création et l'agrégation des taches. Les taux annuels de déforestation, importants entre 1998/1999-2017/2018, ont varié entre -0,09% et -2,72% selon les parcs. Etant donné que les paysages de ces trois parcs nationaux étudiés sont très dynamiques, il est urgent d'adopter une politique de leur conservation soutenue par des mesures de développement socio-économique local.

© 2021 International Formulae Group. All rights reserved.

**Mots clés :** Couverture forestière, pratiques agricoles, déforestation, écologie du paysage, aires protégées, Haïti.

## Mapping and quantification of the loss of forest cover in the national parks of the South of the Republic of Haiti from 1985 to 2018: role of local agricultural activities

### ABSTRACT

In Haiti, national parks were created to preserve the rare forests that are constantly threatened by agriculture and livestock. However, scientific studies on the landscape dynamics of forest ecosystems in Haiti's parks have received little attention. The objective of this study is to map and quantify the loss of forest cover in the natural national parks of Forêt des Pins (PNN-FP2), La-visite (PNN-LV) and Macaya (PNN-M) from 1985 to 2018. A diachronic analysis, thanks to the supervised classification of Landsat images based on landscape ecology analysis tools, was carried out. The results show a landscape dynamic materialized by forest cover losses of 56%, 36% and 46% respectively within the PNN-FP2, PNN-LV and PNN-M between 1985 and 2018, through the dissection and fragmentation of stains as opposed to the progressive dynamics of agricultural areas and bare soil underpinned by the creation and aggregation of stains. The annual rates of deforestation, significant between 1998 / 1999-2017 / 2018, varied between -0.09% and -2.72% depending on the park. Given that the landscapes of these three national parks studied are very dynamic, it is urgent to adopt a policy of their conservation supported by local socio-economic development measures.

© 2021 International Formulae Group. All rights reserved.

**Keywords:** Forest Cover, deforestation, landsat, lanscape ecology, protected areas, Haiti.

---

### INTRODUCTION

Le XXI<sup>ème</sup> siècle est marqué par une dégradation croissante des paysages naturels sous l'influence des activités humaines, menant à une diminution du couvert forestier à l'échelle mondiale (Bogaert et al., 2014 ; Kouakou et al., 2017). En effet, estimée à 4,13 milliards d'hectares en 1990, la superficie forestière mondiale a chuté à 3,99 milliards d'hectares en 2015 (FAO, 2015). L'Amérique latine et les Caraïbes font partie des régions qui connaissent d'importantes pertes du couvert forestier, de l'ordre de 97 millions d'hectares entre 1990 et 2015 (FAO, 2015 ; Banque mondiale, 2016). Cette dynamique de déforestation varie selon les pays des Caraïbes. En Haiti notamment, l'évolution de l'occupation du sol est la plus notoire du fait des changements rapides dans le paysage suites aux aléas naturels et aux activités anthropiques, mais aussi la moins étudiée et la moins clairement définie (Versluis et Rogan, 2010) . Les statistiques indiquent que le couvert forestier varie de moins de 2% à 5% (FAO 2015 ; Herard, 2019), voire de 25 à 30% lorsque les plantations forestières sont prises en compte (Tarter et al., 2018).

Afin de préserver les écosystèmes forestiers et leur biodiversité exceptionnelle, un réseau de trente-cinq aires protégées couvrant près de 6,25% du territoire haïtien (soit 1 735,69 km<sup>2</sup>) a été créé par l'Etat haïtien (ANAP, 2012). Malgré leur statut d'aires protégées, l'afflux des populations et le développement des activités économiques (agriculture, production du charbon de bois, etc.) au sein et autour de ces parcs nationaux ont un impact en termes de déforestation menant à une dégradation des terres et une perte de la biodiversité (MDE, 2019).

Il est à noter que les rares taches de forêt qui subsistent au sein des aires protégées sont essentiellement concentrées au sud d'Haiti dans le Massif de la Hotte comprenant le Parc National Naturel Macaya (PNN-M) et le Massif de la Selle où se trouvent les Parcs Nationaux Naturels de La-Visite (PNN-LV) et l'Unité 2 de forêt de pins (PNN-FP2 ; ANAP, 2012). Ces trois parcs nationaux, qui font partie des quatre aires protégées d'Haiti dotées d'un plan de gestion par ailleurs peu appliqué (PNUE et al., 2010), fournissent de nombreux services écosystémiques tels que la régulation de l'eau et du climat, la fourniture des produits forestiers (non) ligneux et de la litière riche en

nutriments pour les activités agricoles, etc. (USAID, 2006 ; ANAP, 2012 ; MDE, 2019).

Cependant, les populations riveraines, qui vivent pour la plupart en dessous du seuil de pauvreté (<2\$), considèrent l'agriculture comme secteur refuge par excellence. Suite à la saturation des terres en périphérie, ces populations ouvrent de nouveaux champs au sein du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNN-M (USAID, 2006 ; MARNDR, 2010). Ces activités agricoles sont souvent une voie par laquelle d'autres activités anthropiques (urbanisation, coupe d'arbres, etc.) se répandent au sein de ces parcs nationaux entraînant la dégradation et la perte du couvert forestier (MDE, 2019).

Cependant, peu d'études scientifiques ont évalué les récentes dynamiques paysagères qui s'y déroulent afin d'établir un modèle de gestion durable, particulièrement après la récente redéfinition des limites officielles de ces parcs nationaux (les décrets présidentiels dans Le Moniteur 27/03/2013, 13/05/2013 et 16/01/2014). Les rares études existantes ont quantifié et cartographié, par télédétection, la dynamique forestière dans le parc Macaya entre 1987 et 2004 (Vital, 2008), dans la réserve forestière de pins de 1956-1958 à 1977-1978 ou dans une partie de celle-ci entre 1979 et 2000 (Versluis et Rogan, 2010) ; ou celles ayant donné un aperçu de la variation spatiotemporelle de la végétation le long de la frontière entre la République d'Haïti et la République Dominicaine (Wilson et al., 2001).

Il convient de noter qu'Haïti manque cruellement des cartes d'occupation et d'utilisation du sol à jour. Particulièrement, le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M ne disposent d'aucune statistique officielle sur l'occupation du sol. De plus, les plans directeurs ne sont pas accompagnés des cartes, ni des déclarations quantitatives sur l'occupation du sol. Par conséquent, la compréhension de l'anthropisation des écosystèmes forestiers de ces trois parcs nationaux implique la connaissance de la dynamique paysagère qui s'y déroule. La télédétection et les Systèmes d'Information Géographique couplés aux outils d'analyse de l'écologie du paysage permettent ainsi de cartographier, de quantifier les changements

dans l'utilisation/occupation du sol et d'évaluer les processus écologiques qui en résultent (Oswald et al., 2011 ; Tsewoue et al., 2020 ; Useni et al., 2020). Cette étude a été initiée afin de cartographier et quantifier la perte de couverture forestière dans les parcs nationaux du sud d'Haïti sur une période de 33 ans (de 1985 à 2018).

## MATERIEL ET METHODES

### Sites d'étude

Les PNN-FP2 (18°17'10"-18°23'30" N et 71°53'10"-72°04'22" W), PNN-LV (18°19'0"-18°23'0" N et 72°8'0"-72°23'0" W) et PNN-M (18°17'30"-18°26'30" N et 73°56'0°-74°9'0" W), d'une superficie de 140 km<sup>2</sup>, 134,36 km<sup>2</sup> et 114,34 km<sup>2</sup> respectivement, ont été sélectionnés comme sites d'étude (Figure 1). Le PNN-M a été créé par la loi du 4/04/1983 et le PNN-LV par la loi du 23/06/1983. Quant au PNN-M, il a été créé par la loi du 10/06/1937, mais n'a été placé sous la responsabilité du Ministère de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et du Développement Rural (MARNDR) qu'à partir des années 1980 (MDE, 2019). Les trois parcs sélectionnés sont dominés par une chaîne de montagnes de type alpin, dont les sommets dépassent 2000 m ; les pentes raides y délimitent parfois de hauts plateaux formés de karst (MDE et al., 2017 ; MDE, 2019). Dans ces trois parcs nationaux, où l'altitude varie entre 500 et 2680 m, le climat va du type Cfb (PNN-LV et PNN-FP2) à Cfa (PNN-M) selon le système de classification de Köppen-Geiger, avec des températures moyennes annuelles d'environ 14 °C (Helvetas et al., 2013 ; MDE et al., 2017). Les précipitations sont de l'ordre de 1600-2000 mm dans le PNN-FP2 et le PNN-LV, contre 3000-4000 mm dans le PNN-M. Les formations végétales naturelles de ces parcs nationaux sont la forêt tropicale humide, formée de la forêt de pins dont l'espèce dominante est le *Pinus occidentalis* L. (endémique à l'île d'Haïti) et la forêt des nuages (arbres à feuilles caduques). Toutefois, il existe des propriétés privées et cultivées au sein de ces parcs nationaux, ce qui complique les maigres efforts de gestion (MDE et al., 2017). L'activité économique dans le sud d'Haïti est principalement basée sur l'agriculture, le

pâturage, l'exploitation du bois pour la construction et la production du bois de chauffe, etc. (Brenes *et al.*, 2017).

### **Choix de données et matériels utilisés**

Neuf scènes d'images Landsat, chacune avec une résolution spatiale de 30 mètres, ont été utilisées, en raison de 3 scènes par site d'étude. Ces images, provenant des capteurs Thematic Mapper (TM) et Operational Land Imager (OLI), datent du 20/01/1986 (TM), 08/01/1999 (TM) et 08/08/2018 (OLI) pour le PNN-FP2 ; du 20/01/1986 (TM), 14/12/1998 (TM) et 08/03/2018 (OLI) pour le PNN-LV ; du 15/01/1985 (TM), 20/01/1998 (TM) et 18/12/2017 (OLI) pour le PNN-M. Les dates d'acquisition des images Landsat ont été choisies en fonction de leur disponibilité et de leur faible couverture nuageuse (<10%). Pour cette raison, les mois d'acquisition des images Landsat (décembre, janvier, mars et août) correspondent à la saison sèche.

Par ailleurs, les dates d'acquisition des images, correspondant à la période d'après la création des parcs nationaux, coïncident avec des dates clés de leur développement : (i) la période de 1985-1999 est marquée par la chute du régime dictatorial des Duvalier (en 1986), la gestion de ces différents parcs nationaux par le MARNDR ainsi que le fermage des forêts à des exploitants d'horizons différents ; (ii) la période de 1999-2018 est marquée par la gestion de ces parcs par l'Agence Nationale des Aires Protégées (ANAP), la redéfinition de la limite de ces parcs et aussi par l'intervention de nombreux projets au niveau de chacun de ces parcs nationaux étudiés (Programme de Préservation et de Valorisation de la Biodiversité en Haute altitude - Haïti (PVB) avec Helvetas Suisse et DDC, Projet d'Appui Technique pour la Protection des Parcs et Forêts (ATPPF), etc.), nécessitant l'évaluation de leurs impacts sur la réduction des activités anthropiques.

### **Prétraitement des images Landsat**

Toutes les images Landsat utilisées ont été géoréférencées en utilisant le système de projection Universel Transverse de Mercator (UTM) zone 18 N basé sur l'ellipsoïde de référence WGS 84 (World Geodesic System).

Par la suite, une correction géométrique a été appliquée aux images de 1986 et 1999 pour le PNN-FP2 ; 1986 et 1998 pour le PNN-LV ; 1985 et 1998 pour le PNN-M en se référant aux images acquises à la date la plus récente, à partir des coordonnées géographiques de 50 points de contrôle de terrain invariants et bien répartis dans chacun des sites d'étude. L'erreur quadratique moyenne (RMSE) était inférieure à 0,5 pixels.

Par la suite, la correction radiométrique des images Landsat utilisées a été effectuée par la méthode de régression linéaire basée sur des points de repère radiométriques caractérisés par une réflectance invariante (Mas, 2000). Cette méthode consiste à identifier des invariants radiométriques sur les différentes images et à déterminer les coefficients de la transformation à l'aide des statistiques de ces invariants (Helder *et al.*, 1997).

### **Classification de l'occupation du sol**

Pour une meilleure discrimination de la végétation, une composition colorée fausse couleur a été obtenue en combinant les bandes vert, rouge et proche infrarouge, les deux dernières étant connues comme les mieux adaptées pour la discrimination de la végétation (Vital, 2008). Cette composition colorée a été suivie d'une classification non supervisée sur toutes les images sélectionnées, menant à une interprétation visuelle et une identification des zones d'entraînement.

Au départ, chaque classe d'occupation du sol était composée de 3 à 5 sous-classes qui ont finalement été fusionnées en trois catégories : zone forestière, zone agricole et zone dénudée (Tableau 1). Un total de 492, 463 et 520 parcelles homogènes et inchangées respectivement pour le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M ont été collectées sur les différentes classes d'occupation de sol à l'aide d'un GPS Gamin 66 s (précision 3 m) lors des travaux de terrain effectués entre les mois d'août et d'octobre 2019. Cet ensemble a été divisé en deux groupes de données : 305, 293 et 347 parcelles ont servi à la classification supervisée tandis que 187, 170 et 173 parcelles ont servi à l'évaluation des classifications supervisées des images du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNN-M respectivement.

Une classification supervisée basée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance a été appliquée (Avakoudjo et al., 2017), car il fournit, pour chaque pixel, un indice de certitude lié à ce choix, en plus de la classe à laquelle il est attribué (Mas, 2000). Le logiciel ENVI 4.5 a été utilisé pour le prétraitement des images Landsat et la classification de l'occupation du sol et le logiciel ArcGIS 10.5.1 pour la mise en page des cartes.

### Validation de la classification

Le coefficient Kappa (le rapport entre le nombre de pixels bien classés et le nombre total de pixels sondés) et la précision globale (la proportion de pixels bien classés calculée en pourcentage), deux indices issus de la matrice de confusion et appropriés pour la validation des classifications supervisées, ont été utilisés (Pontius, 2000).

A partir des matrices de confusion, la précision de l'utilisateur ou le taux de pixels bien classés de la classe  $i$  ( $Pu(i)$ ) a été obtenue suivant l'équation I (Barima, 2009) :

$$Pu(i) = \frac{Mc(i)}{m_1} \quad (\text{Equation I})$$

$Mc(i)$  correspond au nombre de pixels de la classe d'occupation du sol  $i$  ayant effectivement été affectés à celle-ci après classification et  $m_1$  la somme des pixels de la classe d'occupation du sol  $i$  dans l'image. La précision du réalisateur ( $Pr(i)$ ) a été obtenue suivant l'équation II :

$$Pr(i) = \frac{Mc(i)}{m_2} \quad (\text{Equation II})$$

où  $m_2$  représente le nombre de pixels appartenant effectivement à la classe  $i$ . Une valeur élevée de  $Pr(i)$  indique que la classe est affectée par les échantillons des autres classes d'occupation du sol. À l'inverse, un taux faible indique qu'une classe d'occupation du sol est souvent choisie à la place d'autres classes (Barima et al., 2009).

### Détection de la dynamique paysagère au PNN-FP2, PNN-LV et au PNN-M

Afin de mettre en évidence l'impact humain sur la dynamique paysagère des trois parcs nationaux du sud d'Haïti, des indices de structure spatiale ont été calculés, notamment ceux susceptibles d'élucider la fragmentation du paysage. Il s'agit du nombre de taches ( $n$ ),

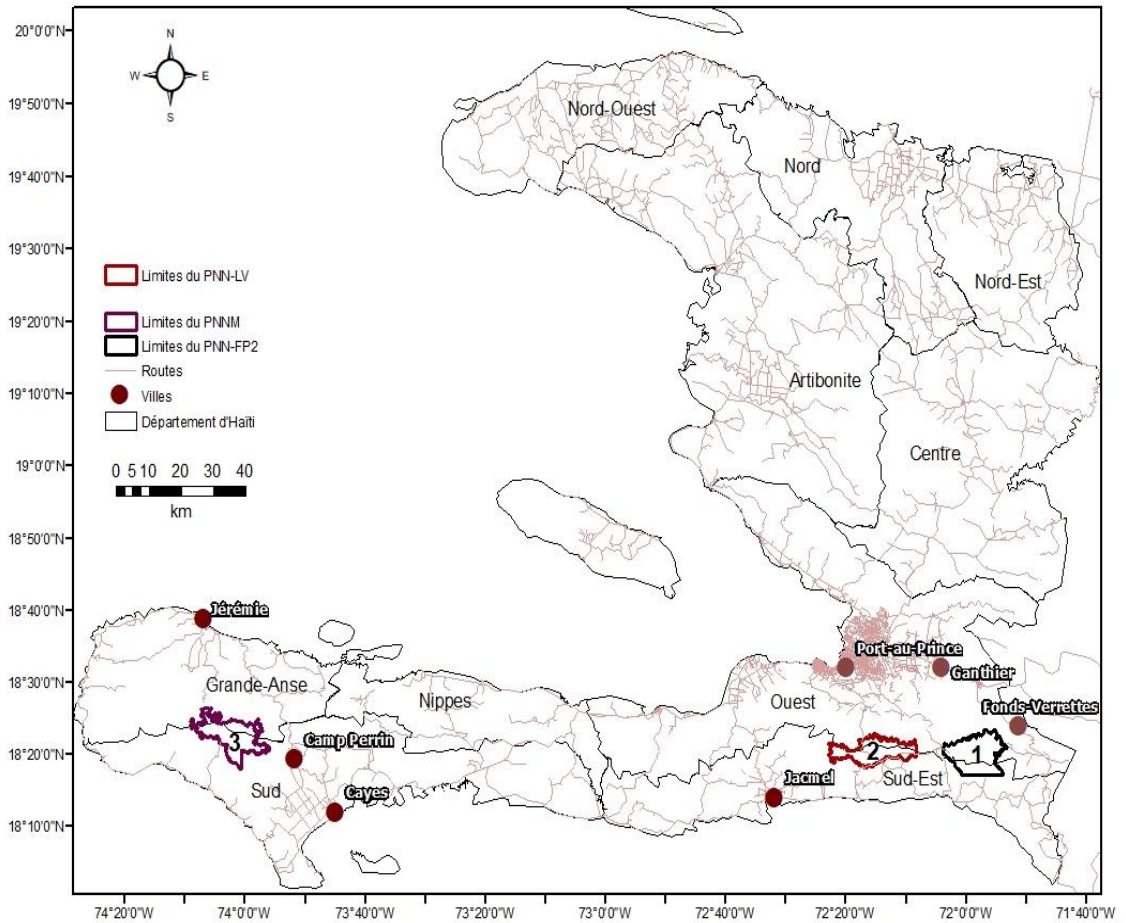
de l'aire totale des taches d'une classe d'occupation du sol ( $a_i$ ), de l'indice de dominance ( $D$ ) et de l'indice de perturbation ( $U$ ). Le nombre de taches, associé à l'aire totale des taches d'une classe d'occupation du sol, permet d'évaluer le niveau de fragmentation matérialisée par l'augmentation du nombre suivie de la diminution de l'aire totale des taches d'une classe d'occupation du sol. L'indice de dominance, qui varie de 0 à 100, exprime également le niveau de fragmentation d'une classe d'occupation du sol. En effet, la fragmentation d'une classe d'occupation du sol est moins importante lorsque sa valeur de dominance de la plus grande tache tend vers 100 ; inversement la classe d'occupation du sol est considérée comme fragmentée lorsque cette valeur tend vers 0 (Bogaert et al., 2002). L'indice de perturbation a permis d'appréhender l'évolution du niveau de l'impact humain (zone agricole et zone dénudée) sur la structure spatiale des écosystèmes forestiers (Bogaert et al., 2014). Les fréquences de conversion d'aires entre les classes d'occupation du sol ont été quantifiées à l'aide des matrices de transition réalisées par la superposition des cartes deux à deux pour chaque période (1985/1986-1998/1999 et 1998/1999-2017/2018).

Les processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés ont été identifiés à l'aide de l'arbre de décision proposé par Bogaert et al. (2004). La distinction entre le processus de fragmentation et de dissection a été faite en utilisant la valeur  $t = 0,5$ . Les valeurs inférieures ou égales à 0,5 indiquent une fragmentation, tandis que les valeurs supérieures à 0,5 suggèrent une dissection (Barima et al., 2016).

Le taux annuel de variation de la superficie des classes de l'occupation du sol a ensuite été calculé à l'aide de la formule suivante (Equation III):

$$(TE) = \frac{\text{Taux d'évolution de l'occupation du sol}}{UA_i} = \frac{(UA_{i+n} - UA_i)}{UA_i} \quad (\text{Equation III})$$

Où  $n$  est l'intervalle entre deux années évaluées,  $UA_{i+n}$  est l'étendue occupée par une classe au cours de l'année  $i+n$  et  $UA_i$  est l'étendue occupée par la même classe en année initiale de la période (Barima et al., 2009).



**Figure 1:** Situation géographique des parcs nationaux naturels de la Forêt des Pins-Unité 2 (1), La-Visite (2) et Macaya (3) au Sud de la République d'Haïti.

**Tableau 1:** Définition des classes d'occupation de sol.

Classes d'occupation de sol	Descriptions	Espèces/cultures dominantes
Zone forestière	Cette catégorie regroupe la forêt de conifères, la forêt couvrant le substrat karstique et la forêt de feuillus	<i>Pinus occidentalis</i> Sw., <i>Rhizophora mangle</i> L., <i>Antirhoea lucida</i> Sw., <i>Annona cherimola</i> Mill., <i>Chlorophora tinctoria</i> Sw. <i>Antirhoea lucida</i> Sw., etc.
Zone agricole	Cette catégorie englobe des terres cultivées, des systèmes agroforestiers, jachère, des terres utilisées pour le pâturage et des écosystèmes d'arbustes et de bois dégradés	<i>Zea mays</i> L. , <i>Pisum sativum</i> L., <i>Solanum tuberosum</i> L., <i>Brassica oleracea</i> L., <i>Allium porrum</i> L., <i>Ipomoea batatas</i> L., etc.
Zone dénudée	A cette catégorie appartiennent les sols rocheux, les habitats, les sols nus et les routes	Végétation quasiment absente.

## RESULTATS

### Classification et cartographie de l'occupation du sol

L'évaluation de la qualité de la classification supervisée des images Landsat couvrant le PNN-FP2 (1986, 1999 et 2018), le PNN-LV (1986, 1998 et 2018) et le PNN-M (1985, 1998 et 2017) indique des précisions globales allant de 94% à 99% (Tableau 2). Ces précisions sont confirmées par le coefficient Kappa, dont les valeurs oscillent entre 91 et 99%, suggérant une meilleure discrimination entre les classes d'occupation du sol de manière générale. Toutefois, certaines confusions, dont les plus importantes entre la zone agricole et la zone dénudée, ont été observées au niveau de tous les trois parcs nationaux étudiés. La zone forestière (Précision de l'utilisateur comprise entre 97 et 100%) a été la moins affectée par les échantillons des autres classes d'occupation du sol au niveau de tous les parcs étudiés. Neuf cartes d'occupation du sol ont été produites. Pour ces 3 parcs nationaux, l'analyse visuelle de ces cartes révèle que la forêt a été remplacée au fil du temps par les surfaces agricoles, suivies du sol nu dans une moindre mesure (Figure 2).

### Dynamique de composition du paysage

#### *Evolution de la proportion des classes dans les paysages du PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M*

Au sein du PNN-FP2, la classe forestière qui couvrait plus de 80,0 km<sup>2</sup> en 1986 et 1998 a été réduite de moitié en occupant 38,7 km<sup>2</sup> du paysage en 2018. En revanche, la zone agricole a connu une nette progression de sa superficie qui est passée de 50,5 km<sup>2</sup> en 1986 à 58,7 km<sup>2</sup> en 1999. Cette classe est devenue en 2018 la nouvelle matrice paysagère en occupant 97,8 km<sup>2</sup> du paysage. De plus, la superficie de la zone dénudée a été multipliée par 4 dans le paysage en passant de 0,9 km<sup>2</sup> en 1986 à 3,5 km<sup>2</sup> en 2018 (Tableau 3).

Par ailleurs, au sein du PNN-LV, une transition matérialisée par le remplacement de la zone forestière, matrice du paysage en 1986, par la zone agricole qui a constitué la nouvelle matrice du paysage en 2018, a été constatée. En effet, la zone forestière, qui s'étendait sur près

de 70 km<sup>2</sup> en 1986 et 1998, a perdu un tiers de sa superficie pour couvrir 50,19 km<sup>2</sup> du paysage en 2018 (Tableau 3). Quant à la zone agricole, elle a doublé de superficie dans le paysage en s'étendant de 32,1 km<sup>2</sup> en 1986 à 61,2 km<sup>2</sup> en 2018. Sur la même période, la superficie de la zone dénudée, qui en 1986 et 1998 occupait respectivement 3,0 km<sup>2</sup> et 2,5 km<sup>2</sup>, est passée à 4,0 km<sup>2</sup> en 2018 (Tableau 3).

Au sein du PNN-M, la zone forestière a occupé 100,24 km<sup>2</sup> en 1986, 99,0 km<sup>2</sup> en 1998 contre 54,4 km<sup>2</sup> en 2017. La superficie de la zone agricole a doublé dans le paysage, passant de 33,4 km<sup>2</sup> en 1986 à 74,7 km<sup>2</sup> en 2017 (Tableau 3). Cette classe d'occupation du sol est devenue la nouvelle matrice paysagère en 2017 au détriment de la zone forestière, matrice paysagère en 1986. Par ailleurs, la superficie de la zone dénudée a été multipliée par près de 8 en passant de 0,7 km<sup>2</sup> du paysage en 1985 à 5,1 km<sup>2</sup> en 2017 (Tableau 3).

En résumé, l'évaluation du changement sur toute la période d'étude dans les paysages des 3 parcs nationaux révèle une tendance régressive de la zone forestière avec des taux annuels de changement de -0,7% (1986-1999) et -2,7% (1999-2018) dans le PNN-FP2, de -0,84% (1985-1998) et -1,6% (1998-2018) dans le PNN-LV et de -0,1% (1985-1998) et -2,2% (1998-2017) dans le PNN-M (Tableau 3).

#### *Dynamique de conversion des classes de l'occupation du sol*

Dans le PNN-FP2, la régression de la zone forestière s'explique par le transfert de 12,2% et 32,3% de sa superficie à la zone agricole sur les périodes 1986-1999 et 1999-2018 respectivement. La zone agricole a subi des pertes de superficie, opérées au profit de la zone forestière (6,2% entre 1986-1999 contre 2,9% entre 1999-2018) et du sol nu (0,4% entre 1986-1999 contre 2,0% entre 1999-2018). Il apparaît que 0,1% et 0,4% de la zone dénudée ont été envahies par la zone forestière et la zone agricole respectivement entre 1986 et 1998. Entre 1999 et 2018, une proportion de 0,4% de la zone dénudée a été convertie en zone agricole (Tableau 4).

Au sein du PNN-LV, les résultats obtenus montrent une diminution de l'étendue des zones forestières au profit de la zone

agricole (11,5% et 18,8% respectivement entre 1986-1998 et 1998-2018) et de la zone dénudée (1,1% et 0,9% respectivement entre 1986-1998 et 1998-2018). La progression de la zone agricole est également liée à son développement sur 0,4% de la zone dénudée sur toutes les deux périodes étudiées (1986-1998 et 1998-2018). Au cours de ces mêmes périodes, les pertes les plus importantes de la zone agricole, de l'ordre de 4,7% et 1,8%, se sont produites en faveur de la zone forestière (Tableau 4).

Au niveau du PNN-M, il y a une importance de la conversion dans la proportion de la zone forestière en zone agricole (8,6% entre 1985-1998 et 32,8% entre 1998-2017) et, dans une moindre mesure, en zone dénudée (0,3% entre 1985-1998 et 1,3% entre 1998-2017). La zone agricole a enregistré des pertes de sa proportion au profit de la zone forestière (7,8% entre 1985-1998 et 0,9% entre 1998-2017) et de la zone dénudée (0,6% entre 1985-1998 et 2,1% entre 1998-2017 ; Tableau 4).

Pour les 3 parcs nationaux étudiés, le Tableau 4 montre que la zone forestière a été plus stable au cours de la première période (1985/1986-1998/1999) comparativement à la deuxième période (1998/1999-2017/2018), la tendance inverse étant observée pour les zones agricole et dénudée. Ainsi, la zone forestière a été plus fortement impactée par la déforestation au cours de la deuxième période d'étude comparativement à la première période, de manière plus ponctuelle au PNN-FP2 et PNN-M, notamment au profit du développement agricole. Quant à la régénération, elle a été plus élevée au cours de la première période particulièrement au niveau du PNN-FP2 et du PNN-M. La dénudation des sols a été plus marquée au niveau des PNN-LV et PNN-M, notamment au cours de la deuxième période étudiée. Ces résultats reflètent l'importance du phénomène de dégradation du paysage naturel de ces sites d'étude et donc l'anthropisation de leurs paysages. L'évolution des valeurs de l'indice de perturbation confirme cette tendance à l'anthropisation des paysages dans les trois parcs nationaux. En effet, en 33 ans, sa valeur a été multipliée par 5 dans le PNN-FP2

(de 0,6 à 2,62), par 3 dans le PNN-LV (de 0,5 à 1,3) et par 4 dans le PNN-M (de 0,3 à 1,5).

### **Dynamique structurale**

Sur les périodes de 1986-1999 et 1999-2018, la zone forestière du PNN-FP2 a connu respectivement la dissection ( $t_{obs}=0,91 > 0,5$ ) et la fragmentation des taches ( $t_{obs}=0,48 < 0,5$ ) suite à une diminution de l'aire totale parallèlement à une augmentation du nombre des taches (Tableau 5). Pour la zone agricole et la zone dénudée, une augmentation de l'aire totale a été associée à une diminution du nombre des taches de ces classes entre 1986-1999, suivie d'une augmentation du nombre de taches sur la période de 1999-2018. Les processus de transformation spatiale observés ont été l'agrégation (1986-1999) et la création de taches (1999-2018 ; Tableau 5).

Au sein du PNN-LV, la dissection a été le processus de transformation spatiale dominant au sein de la zone forestière entre 1986-1998 et 1998-2018, car l'augmentation du nombre de taches a été accompagnée d'une diminution de leur aire totale ( $t_{obs}=0,90$  et  $0,71 > t=0,5$ ). Ces deux périodes ont été caractérisées par la création de taches de la zone agricole, car l'augmentation de leur aire totale a été accompagnée de l'augmentation du nombre de leurs taches. La zone dénudée a connu la dissection de taches ( $t_{obs}=0,83 > 0,5$ ) entre 1986-1998 contre la création entre 1998-2018. En effet, il a été noté d'abord une augmentation du nombre et de l'aire totale de taches entre 1986-1998. Par la suite, un accroissement du nombre de taches a été observé parallèlement à la diminution de l'aire totale entre 1998 et 2018 (Tableau 5).

Au PNN-M, la zone forestière a enregistré la dissection ( $t_{obs}=0,98$  et  $0,55 > t=0,5$ ) comme processus de transformation spatiale sur les périodes 1985-1998 et 1998-2017, suite à l'augmentation du nombre de taches parallèlement à une diminution de leur aire totale. Au cours des mêmes périodes, les zones agricole et dénudée ont enregistré un accroissement du nombre et de l'aire totale de taches (Tableau 5), suggérant la création



comme processus de transformation spatiale dominant.

Une diminution de la proportion de la grande tache au sein de la zone forestière a été observée, passant de 88,60% en 1986 à 73,05% en 2018 au PNN-FP2, de 98,94% en 1986 à 56,10% en 2018 au PNN-LV et de 97,40% en 1985 à 34,20% en 2017 au PNN-M. Ceci peut être interprété comme une dynamique de morcellement des taches forestières en un

nombre élevé de petites taches probablement couplée à un isolement spatial plus important, faisant ainsi écho d'une déforestation (Photos 1 et 2). En revanche, il a été noté une augmentation de la dominance des plus grandes taches de la zone agricole et de la zone dénudée confirmant la tendance vers la fusion des taches au sein des occupations du sol anthropiques (Tableau 5).

**Tableau 2:** Matrice de confusion résultant de la vérification de la classification supervisée des images Landsat de 1985/1986, 1998/1999 et 2017/2018 de PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M.

		Données classifiées				
Données de référence		Zone forestière	Zone agricole	Zone dénudée	Total	Pr(%)
<b>PNN-HP2</b>						
1986	Zone forestière	100,00	2,22	0,00	45,25	97,83
	Zone agricole	0,00	97,04	2,86	43,28	99,24
	Zone dénudée	0,00	0,74	97,14	11,48	97,14
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	97,04	97,14		
		Précision globale= 99,67%		Coefficient Kappa= 97,24%		
1999	Zone forestière	100,00	0,00	0,00	44,26	100,00
	Zone agricole	0,00	100,00	2,86	44,59	99,26
	Zone dénudée	0,00	0,00	97,14	11,15	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	100,00	97,14		
		Précision globale= 99,67%		Coefficient Kappa= 99,45%		
2018	Zone forestière	100,00	0,00	0,00	44,12	100,00
	Zone agricole	0,00	99,26	8,33	45,10	97,83
	Zone dénudée	0,00	0,74	91,67	10,78	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	100,00	91,67		
		Précision globale= 99,01%		Coefficient Kappa= 98,35%		
<b>PNN-LV</b>						
1986	Zone forestière	100,00	0,00	0,00	44,30	100,00
	Zone agricole	0,00	98,44	11,84	46,98	92,53
	Zone dénudée	0,00	1,56	88,16	8,72	92,59
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	98,41	88,16		
		Précision globale=94,63%		Coefficient Kappa=90,91%		
1998	Zone forestière	98,48	2,40	0,00	45,39	97,74
	Zone agricole	1,52	97,60	13,89	44,03	94,57
	Zone dénudée	0,00	0,00	86,11	10,58	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	98,48	97,60	86,11		

		Précision globale =96,58%		Coefficient Kappa =94,26%		
2018	Zone forestière	100,00	1,60	0,00	45,73	98,51
	Zone agricole	0,00	95,20	2,78	40,96	99,17
	Zone dénudée	0,00	3,20	97,22	13,31	89,74
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	98,51
	Pu	100,00	95,20	97,22		
		Précision globale =97,61%		Coefficient Kappa= 96,04%		
<b>PNNN-M</b>						
1985	Zone forestière	96,10	2,76	0,00	43,80	97,37
	Zone agricole	3,90	97,24	0,00	42,36	95,92
	Zone dénudée	0,00	0,00	100,00	13,83	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	96,10	97,24	100,00		
		Précision globale =97,12%		Coefficient= 95,27%		
1998	Zone forestière	97,40	0,00	0,00	43,23	100,00
	Zone agricole	2,60	100,00	14,58	44,96	92,95
	Zone dénudée	0,00	0,00	85,42	11,82	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	97,40	100,00	85,42		
		Précision globale =96,83%		Coefficient Kappa= 94,75%		
2017	Zone forestière	99,35	0,69	0,00	44,38	99,35
	Zone agricole	0,65	97,93	12,50	42,94	95,30
	Zone dénudée	0,00	1,38	87,50	12,68	95,45
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	99,35	97,93	87,50		
		Précision globale =97,11%		Coefficient Kappa= 95,25%		

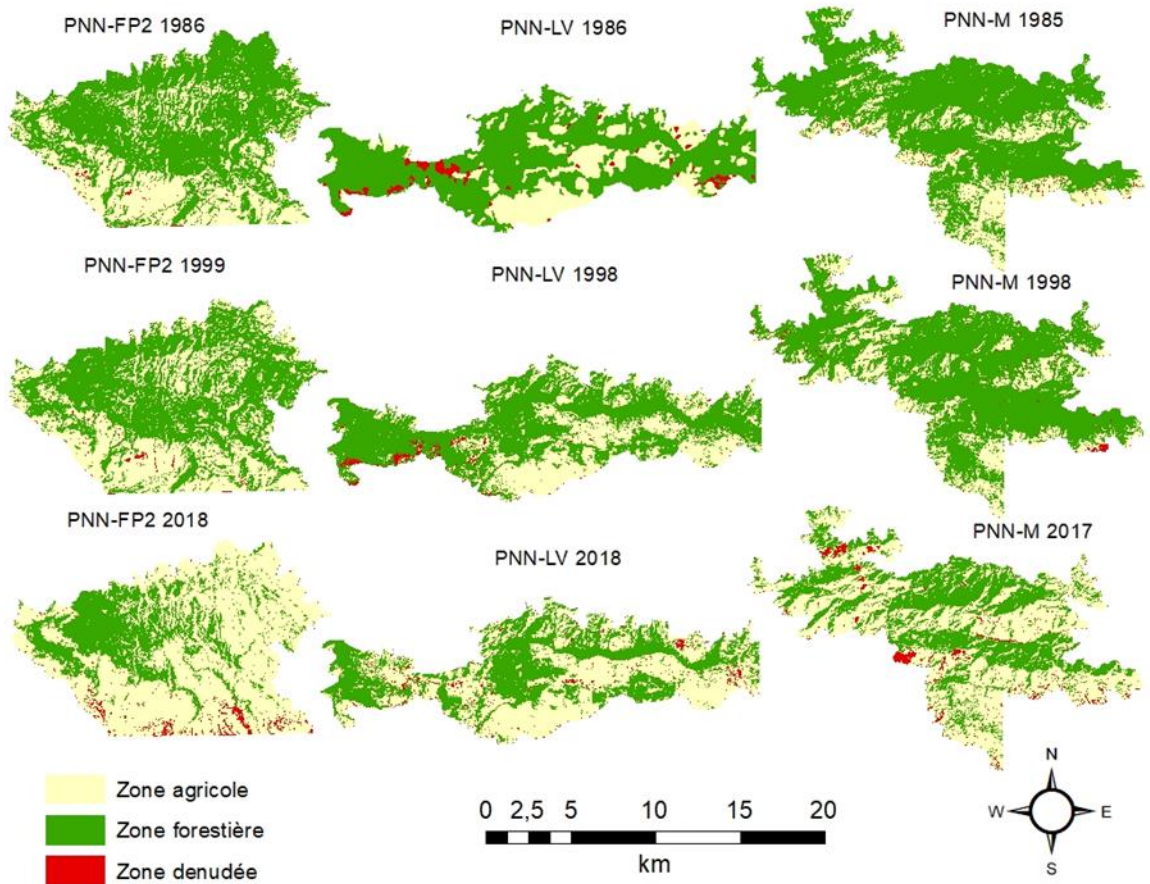
Les cellules des matrices représentent les pixels en pourcentage. Pu : la précision de l'utilisateur ; Pr : la précision du réalisateur.

**Tableau 3:** Composition du paysage (en km<sup>2</sup>) et taux d'évolution (TE) des différentes classes d'occupation du sol au niveau du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNNM entre 1985 et 2018.

<b>PNN-FP2</b>	<b>Zone forestière</b>	<b>Zone agricole</b>	<b>Zone dénudée</b>
<i>at 1986</i>	88,6	50,5	0,9
<i>at 1999</i>	80,4	58,7	0,9
<i>at 2018</i>	38,7	97,8	3,5
<i>TE (1986-1999)</i>	-9,4 (-0,7)	16,4(1,3)	6,35 (0,5)
<i>TE (1999-2018)</i>	-51,8 (-2,7)	66,3 (3,5)	274,63 (14,5)
<b>PNN-LV</b>			
<i>at 1986</i>	78,3	32,1	3,0
<i>at 1998</i>	70,6	41,2	2,5
<i>at 2018</i>	50,2	61,2	4,0
<i>TE (1986-1998)</i>	-10,04 (-0,8)	24,0 (2,0)	-0,12 (-0,0)
<i>TE (1999-2018)</i>	-28,94 (-1,5)	45,6 (2,3)	66,20 (3,3)

<b>PNN-M</b>			
<i>at</i> 1985	100,2	33,4	0,7
<i>at</i> 1998	99,0	34,1	1,3
<i>at</i> 2017	54,4	74,7	5,1
<i>TE</i> (1985-1998)	-1,2 (-0,1)	2,1 (0,2)	55,7 (4,3)
<i>TE</i> (1999-2017)	-44,98 (-2,1)	119,3 (5,7)	297,9 (14,2)

Les valeurs dans la parenthèse correspondent au taux d'évolution annuel par période. Les données sont issues de la classification supervisée des images Landsat appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance.



**Figure 2:** Cartes d'occupation du sol du PNN-FP2 (1986, 1999 et 2018), du PNN-LV (1986, 1998 et 2018) et du PNN-M (1985, 1998 et 2017) issues de la classification supervisée des images Landsat appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance.

**Tableau 4:** Matrice de transition d'aires entre classes d'occupation du sol au niveau du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNN-M. 1% correspond à 1,40 km<sup>2</sup>, 1,14 km<sup>2</sup> et 1,34 km<sup>2</sup> respectivement pour le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M.

<b>PNN-FP2</b>				
<b>1986-1999</b>	<b>Zone forestière</b>	<b>Zone agricole</b>	<b>Zone dénudée</b>	<b>Total</b>
Zone forestière	<b>51,0</b>	12,2	0,1	63,3
Zone agricole	6,2	<b>29,4</b>	0,4	36,1
Zone dénudée	0,1	0,4	<b>0,2</b>	0,6
Total	57,3	42,0	0,7	100
1999-2018				
Zone forestière	<b>24,7</b>	32,3	0,3	57,3
Zone agricole	2,9	<b>37,1</b>	2,0	42,0
Zone dénudée	0,0	0,4	<b>0,3</b>	0,7
Total	27,7	69,8	2,5	100
<b>PNN-LV</b>				
<b>1986-1998</b>	<b>Zone forestière</b>	<b>Zone agricole</b>	<b>Zone dénudée</b>	<b>Total</b>
Zone forestière	<b>55,9</b>	11,5	1,1	68,5
Zone agricole	4,7	<b>24,0</b>	0,4	29,1
Zone dénudée	1,2	0,6	<b>0,7</b>	2,5
Total	61,8	36,1	2,2	100
1998-2018				
Zone forestière	<b>42,1</b>	18,8	0,9	61,8
Zone agricole	1,8	<b>33,2</b>	1,1	36,1
Zone dénudée	0,0	0,5	<b>1,6</b>	2,2
Total	43,9	52,5	3,6	100
<b>PNN-M</b>				
<b>1985-1998</b>	<b>Zone forestière</b>	<b>Zone agricole</b>	<b>Zone dénudée</b>	<b>Total</b>
Zone forestière	<b>65,6</b>	8,6	0,3	74,5
Zone agricole	7,8	<b>16,5</b>	0,6	24,9
Zone dénudée	0,2	0,4	<b>0,0</b>	0,6
Total	73,7	25,4	1,0	100
1998-2017				
Zone forestière	<b>39,6</b>	32,8	1,3	73,7
Zone agricole	0,9	<b>22,4</b>	2,1	25,4
Zone dénudée	0,0	0,5	<b>0,4</b>	1,0
Total	40,5	55,7	3,8	100

Les données sont issues de la classification supervisée des images Landsat appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance. Les valeurs en gras expriment les proportions des classes d'occupation du sol qui sont restées stables dans le paysage.

**Tableau 5:** Synthèse des indices de structure spatiale et identification des processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés au PNN-FP2, au PNN-LV et au PNN-M sur la base de l'algorithme de l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004).

<b>PNN-FP2</b>	<b>Zone forestière</b>	<b>Zone agricole</b>	<b>Zone dénudée</b>
<i>n</i> 1986	360	2170	126
<i>a<sub>t</sub></i> 1986	88,6	50,5	0,9
<i>a<sub>t</sub></i> 1996	92,2	18,4	3,4
<i>n</i> 1999	514	3457	103
<i>a<sub>t</sub></i> 1999	80,4	58,7	0,9
<i>D</i> 1999	91,4	7,1	16,3
<i>n</i> 2018	754	3615	414
<i>a<sub>t</sub></i> 2018	38,7	97,8	3,5
<i>D</i> 2018	73,1	49,2	34,1
<b>PNN-LV</b>			
<i>n</i> 1986	11	68	37
<i>a<sub>t</sub></i> 1986	78,3	32,1	3,0
<i>D</i> 1986	98,9	37,0	20,8
<i>n</i> 1998	211	104	211
<i>a<sub>t</sub></i> 1998	70,6	41,2	2,5
<i>D</i> 1998	95,2	47,9	16,5
<i>n</i> 2018	707	509	610
<i>a<sub>t</sub></i> 2018	50,2	61,2	4,0
<i>D</i> 2018	56,1	64,3	58,4
<b>PNN-M</b>			
<i>n</i> 1985	282	160	134
<i>a<sub>t</sub></i> 1985	100,2	33,4	0,7
<i>D</i> 1985	97,4	5,7	11,4
<i>n</i> 1998	328	639	315
<i>a<sub>t</sub></i> 1998	99,0	34,1	1,3
<i>D</i> 1998	96,2	6,0	45,8
<i>n</i> 2017	916	1360	538
<i>a<sub>t</sub></i> 2017	54,4	74,7	5,1
<i>D</i> 2017	34,2	20,6	48,2

Les données sont issues de la classification supervisée des images Landsat appuyées sur l'algorithme du maximum de vraisemblance. n : nombre de tache ; a<sub>t</sub> : aire totale (km<sup>2</sup>) ; D : Indice de dominance de la plus grande tache (%).



**Photo 1 :** Illustration de la conversion de la zone forestière dominée par le pin (*Pinus occidentalis*) en zone agricole. Cette dynamique a été observée au Parc National La-Visite. Ce constat est similaire au PNN-FP2 et au PNN-M (W. Salomon, 02.09.2019).



**Photo 2 :** Illustration de la conversion de la zone forestière en zone agricole, spécialement pour la culture du maïs (*Zea mays*) au niveau du PNN-FP2 (W. Salomon, 14.09.2019).



**Photo 3 :** Illustration de la conversion de la zone forestière en zone agricole. Il y est remarqué une parcelle agricole abandonnée avec spécialement la présence de la culture de banane (*Musa sp*) qui remplace le pin (*Pinus occidentalis*). Cette dynamique a été observée au PNN-M (W. Salomon, 27.08.2019).

## DISCUSSION

### Approche méthodologique

La grande précision cartographique obtenue dans cette étude résulte d'une bonne connaissance du terrain, mais aussi du nombre réduit des classes d'occupation du sol utilisées et de la définition de parcelles homogènes lors de la sélection des sites d'entraînement (Mama et al., 2014). Toutefois, la confusion entre le sol nu et la surface agricole a été enregistrée sans affecter significativement la fiabilité de la classification. Cette confusion pourrait être expliquée par le fait que les champs dont les produits agricoles sont récoltés apparaissent comme une zone dénudée. Par ailleurs, les changements spatiaux dans les paysages des parcs nationaux étudiés ont été détectés à l'aide des indices de structure spatiale (Bogaert et Mahamane, 2005). Des indices de structure spatiale ont été calculés étant donné qu'ils sont considérés comme des indicateurs fiables de l'impact humain sur la morphologie des paysages (Bogaert et al., 2002 ; Bogaert et al., 2004).

### Activités agricoles et pertes de la couverture forestière au sein des parcs nationaux du sud de la République d'Haïti

La dynamique des paysages forestiers des PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M démontrée dans cette étude est caractérisée par la déforestation, un phénomène également reconnu par plusieurs auteurs en Haïti (Brenes et al., 2017 ; MDE et al., 2017). Les taux de déforestation annuels enregistrés dans les 3 parcs nationaux (1,8% dans le PNN-FP2, 1,2% dans le PNN-LV et 1,4% dans le PNN-M) restent bien supérieurs au taux enregistré au niveau des parcs en République Dominicaine, soit moins de 0,7% (Lloyd et Léon, 2019). Des tendances de déforestation dans les zones protégées ont été également observées dans deux aires protégées, Caroni et Nariva, à Trinidad (Gibbes et al., 2009) et au Niger (Mamane et al., 2018). La différence d'ampleur de la déforestation entre les 3 parcs nationaux étudiés semble s'expliquer par le nombre plus élevé d'habitants dans le périmètre immédiat du

PNN-FP2 soit 59 300 habitants (Helvetas et al., 2013) contre 30 000 habitants dans le PNN-M (MDE et al., 2017) et 6 000 habitants dans le PNN-LV (SEO/BirdLife, 2008). En effet, la corrélation négative entre la croissance démographique et la dynamique de la déforestation a déjà été démontrée (Bogaert et al., 2011).

L'impact des activités humaines sur la dynamique des paysages forestiers dans le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M s'est intensifié depuis la fermeture de la Société Haitiano-Américaine pour le Développement Agricole (SHADA) et sa succession par des sociétés qui ont continué à exploiter le bois de manière irrationnelle jusque vers les années 1980. Après cette période, la dégradation du cadre socio-économique des populations locales a favorisé l'émergence de diverses activités anthropiques (SEO/BirdLife, 2008), notamment l'abattage d'arbres, l'extraction de bois et de graisse, le feu de brousse et l'agriculture (Mezard, 2018). Suite à l'intensification des activités anthropiques précitées, il a été démontré à travers nos résultats que la configuration et la composition des paysages de ces 3 parcs nationaux étudiés ont fortement changé en faveur de la zone agricole qui est devenue la nouvelle matrice paysagère au détriment de la forêt, largement dominante durant la première période d'étude. Ce développement agricole au sein des aires protégées se produit malgré leur gestion par l'ANAP, la promulgation des arrêtés présidentiels les délimitant et l'intervention de nombreux projets au niveau de chacun de ces parcs nationaux étudiés durant la période 1998-2018. Le faible développement socio-économique couplé à la faiblesse dans l'application de la réglementation sur la protection des forêts pourrait justifier la faible efficacité des services précités.

La forte empreinte écologique des activités agricoles sur la zone forestière est peut-être liée au déficit de continuité entre les projets de développement visant la protection des parcs, à la forte croissance démographique (au niveau du périmètre immédiat des 3 parcs

nationaux) amplifiée par les nombreuses crises socio-économiques et politiques que le pays a connues (Bayard, 2009 ; Helvetas et al., 2013 ; MDE et al., 2017). Il est à noter que lors des différentes crises et instabilités socio-politiques (1990-1991, 1994, 2000-2006, 2008, 2010, 2014-2016, etc.), la population généralement pauvre a eu tendance à envahir et à exploiter les zones forestières bénéficiant d'un faible contrôle des autorités de l'Etat (MARNDR, 2010 ; ANAP, 2012 ; Gracia, 2016). De nombreuses études menées en Côte d'Ivoire (Barima et al. 2016), en RDC (Kyale et al., 2019), en Angola (Cabral et al., 2010) et au Burundi (Havyarimana et al., 2018) ont montré que les périodes de crises sociopolitiques favorisent une augmentation des activités anthropiques dans les aires protégées, entraînant ainsi des changements importants dans leur configuration paysagère.

L'effet de l'anthropisation sur la dynamique des paysages forestiers dans les parcs nationaux du sud d'Haïti est caractérisé par la déforestation suivie du développement agricole (Photos 1-3). En effet, l'importante croissance démographique du sud d'Haïti amplifie l'insécurité alimentaire par une forte baisse de la production agricole. Afin d'assurer la sécurité alimentaire des populations avoisinantes dans ce contexte, la réponse a été l'extension des classes relatives aux activités agricoles, notamment à travers une grande variété de cultures saisonnières et d'élevage (Bayard, 2009).

Les activités agricoles développées au niveau des parcs étudiés s'accompagnent d'une expansion des habitats qui pourrait s'expliquer par la volonté des populations de vivre à proximité de leur exploitation et des ressources forestières. Le même constat a déjà été fait en Haïti dans la Réserve de la forêt de pins (Dolisca et al., 2007) et au parc Macaya (Vital, 2008). En outre, pour répondre aux besoins énergétiques, les ménages agricoles coupent du bois pour la production du charbon de bois, de bois de chauffage, mais aussi pour la vente du bois destiné surtout à la construction. Cette activité amplifie la dynamique forestière des

trois parcs nationaux étudiés et explique le remplacement des forêts par la zone dénudée tel que révélé par les matrices de transition dans notre étude. En effet, en l'absence d'une diversification des sources d'énergie domestique en Haïti, les espèces forestières sont coupées, puis carbonisées et vendues dans les grandes villes du pays afin de couvrir près de 70% des besoins énergétiques (Angelier, 2006). Par conséquent, plusieurs espèces endémiques, telles que *Juniperus ekmanii* Florin, *Myrsine magnoliifolia* Urb. et Ekman, *Calycogonium torbecianu* Urb. & Ekman, *Plagiodontia aedium* F.Cuvier et *Loxia megaplaga* Riley, sont actuellement en danger critique d'extinction suite à la perte de leur habitat (MDE et al, 2017 ; Mezard, 2018 ; MDE, 2019). Il est clairement établi que les modifications profondes dans la structure spatiale du paysage ont également d'énormes conséquences sur les processus écologiques tels que l'érosion, les fréquentes inondations qu'Haïti a connu durant les dernières années, etc. (MDE et al., 2017).

## Conclusion

Cette étude a quantifié la tendance évolutive des écosystèmes forestiers dans les parcs nationaux du sud d'Haïti sur une période de 33 ans (1985 à 2018), grâce à l'approche cartographique couplée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage. Les résultats obtenus montrent une évolution rapide des classes anthropiques au niveau du paysage des parcs étudiés. Ainsi, la création des zones agricoles, la nouvelle matrice paysagère en 2017/2018, suivie de leur agrégation, a conduit à une modification de la structure spatiale du paysage. Par conséquent, les zones forestières sont de plus en plus menacées et régressent en surface et en connectivité. En effet, entre 1985 et 1999, les zones forestières qui étaient largement dominantes au niveau des parcs nationaux étudiés, ont fortement régressé à travers le processus de fragmentation et de dissection. La différence dans l'ampleur de la déforestation a été notée entre les 3 parcs nationaux et l'étude révèle que ce processus est



nettement plus prononcé au PNN-FP2. La forte croissance démographique couplée à la précarité des conditions socio-économiques des populations locales, en l'absence d'une politique de bonne gouvernance des ressources forestières, sont les principaux facteurs de cette dynamique régressive des formations naturelles. Ainsi, la présente étude montre qu'il est urgent de mettre en œuvre des stratégies alternatives de survie, telles que l'agroforesterie, afin d'améliorer les revenus des ménages, d'une part, et d'améliorer la connectivité spatiale entre les taches forestières d'autre part.

### CONFLIT D'INTERETS

Les auteurs déclarent ne pas avoir de conflit d'intérêts concernant cet article.

### CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

Acquisition du financement/gestion du projet : WS, JMT et JB. Conceptualisation / Méthodologie : WS, YUS, ATMK, YSSB, JMT et JB. Collecte, gestion et analyse des données : WS. Supervision : YUS, JMT et JB. Validation : WS, YUS, ATMK, YSSB, JMT et JB. Ecriture - Préparation de l'ébauche originale : WS. Ecriture – Révision et édition : WS, YUS, ATMK, YSSB, JMT et JB.

### REMERCIEMENTS

Les auteurs sont très reconnaissants envers l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieure- Commission de la Coopération au développement (ARES-CCD) et l'Agence Universitaire de la Francophonie (AUF) pour le support financier à la réalisation de ce travail.

### REFERENCES

Avakoudjo J, Mama A, Toko I, Kindomihou V, Sinsin B. 2014. Dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National du W et sa périphérie au nord-ouest du Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **8**(6): 2608-2625. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v8i6.22>

- ANAP. 2012. Aires Protégées d'Haïti, avancées en 2013 et perspectives pour 2014. ANAP, Ministère de l'Environnement, Haïti. <https://fr.slideshare.net/EnvironnementHaïti/anap-aires-protégees-presentation-conseil-des-ministres-12-fevrier-2014>
- Angelier JP. 2006. Analyse de la substitution entre combustibles dans le secteur résidentiel en Haïti. Rapport technique de l'ONU pour la Commission Economique pour l'Amérique Latine et les Caraïbes, Mexico, 38 p.
- Banque Mondiale. 2016. 5 chiffres clés pour la Journée internationale des forêts. Banque Mondiale. Disponible à <https://blogs.worldbank.org/fr/opendata/cinq-chiffres-cles-journee-internationale-des-forets>.
- Barima YSS, Barbier N, Bamba I, Traore D, Lejoly J, Bogaert J. 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois For. Trop.*, **299**: 15–25. DOI: <https://doi.org/10.19182/bft2009.299.a20419>
- Barima YSS, Kouakou ATM, Bamba I, Sangne YC, Godron M, Andrieu J, Bogaert J. 2016. Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *Glob. Ecol. Conserv.*, **8**: 85-98. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.08.009>
- Bayard B. 2009. Diagnostic socio-économique du versant Nord du Parc Macaya. Rapport technique pour la Fédération Luthérienne Mondiale (FLM), 43 p.
- Bogaert J, Zhou L, Tucker CJ, Myneni RB, Ceulemans R. 2002. Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. *J. Geophys. Res.*, **107**(D11): 4119. DOI: 10.1029/2001JD001075
- Bogaert J, Ceulemans R, Salvador-Van Eysenrode D. 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation.

- Environ. Manage.*, **33**(1): 62-73. DOI 10.1007/s00267-003-0027-0
- Bogaert J, Mahamane A. 2005. Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Ann. Sci. Agro. Bénin*, **7**(1): 1-15. <http://hdl.handle.net/2268/106426>
- Bogaert J, Barima YSS, Ji J, Jiang H, Bamba I, Iyongo LWM, Mama A, Nyssen E, Dahdouh-Guebas F, Koedam N. 2011. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape patterns. In *Landscape Ecology in Asian Cultures*, Hong S-K, Wu J, Kim J-E, Nakagoshi N (eds). Springer Library of Congress: New York; 141-167.
- Bogaert J, Vranken I, Andre M. 2014. Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. In *Biocultural Landscapes Diversity, Functions and Values*, Hong S-K, Bogaert J, Min Q (eds). Springer Science - Business Media Dordrecht : New York; 89-112.
- Brenes C, Corrales L, Fung E, Guerrero A. 2017. Cartographie de la couverture et de l'occupation de sol et l'impact de l'ouragan Matthew sur la conservation de carbone dans la couverture forestière du PNN Macaya et des zones avoisinantes le Département du Sud, Haïti : 2001- 2016-17. Rapport technique de CATIE, Turrialba, Costa Rica, 43 p.
- Cabral AIR, Vasconcelos MJ, Oom D, Sardinha R. 2010. Spatial dynamics and quantification of deforestation in the central-plateau woodlands of Angola (1990-2009). *Appl. Geogr.*, **31**: 1185-1193. DOI:10.1016/j.apgeog.2010.09.003
- Dolisca F, McDaniel JM, Teeter LD, Jolly CM. 2007. Land tenure, population pressure, and deforestation in Haiti: the case of Forêt des Pins Reserve. *J. For. Econ.*, **13**: 277-289. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2007.02.006>
- FAO. 2015. Evaluation des ressources forestières mondiales. FAO, Rome, 253 p. <http://www.fao.org/3/a-i4808f.pdf>.
- Gibbes C, Southworth J, Keys E. 2009. Wetland conservation: Change and fragmentation in Trinidad's protected areas. *Geoforum*, **40**: 91-104.
- Gracius JG. 2016. Vulnérabilités au risque d'inondations et aménagement du territoire, commune Cap-Haitien, Haïti. Mémoire de Master en Gestion des Risques Naturels, Université de Liège, Belgique, 70 p.
- Havyarimana F, Bamba I, Barima YSS, Masharabu T, Nduwarugira D, Bigendako M-J, De Cannière C, Bogaert J. 2018. La contribution des camps des déplacés à la dynamique paysagère au Sud et au Sud-Est du Burundi. *Tropicultura*, **36**(2): 243-257. DOI: 10.25518/2295-8010.800
- Helder D, Bonczyk W, Morfitt R. 1997. Landsat TM memory effect characterization and correction. *Can. J. Remote Sens.*, **23**(4): 289-419.
- Herard E. 2019. Analyse des causes de la déforestation et de la dégradation forestière de la commune des Verrettes (Haïti). Mémoire de Master en sciences et gestion de l'environnement dans les pays en développement, Université de Liège et Université Catholique de Louvain, Belgique, 60 p. <http://hdl.handle.net/2268.2/8146>
- Helvetas, DDC, BUCOSEH. 2013. Situation socio-économique et environnementale de l'Unité 2 de la Forêt des Pins. Projet de Valorisation de la Biodiversité, Delmas, Haïti, 60 p.
- Kouakou ATM, Barima YSS, Konate S, Bamba I, Kouadio JY, Bogaert J. 2017. Gestion des forêts domaniales en période de conflits : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **11**(1): 333-349. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v11i1.26>

- Kyale KJ, Wardell DA, Mikwa J-F, Masimo JK, Maindo MNA, Oszwald J, Charles Doumeng C. 2019. Dynamique de la déforestation dans la Réserve de biosphère de Yangambi (République démocratique du Congo) : variabilité spatiale et temporelle au cours des 30 dernières années. *Bois For. Trop.*, **341**: 15-28. DOI: <https://doi.org/10.19182/bft2019.341.a31752>
- Pontius RGJ. 2000. Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, **66**: 1011-1016.
- Le Moniteur. 2013. Arrêté délimitant le Parc Macaya. CIAT, Macaya, Haïti, 9 p. [http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/343\\_20130327](http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/343_20130327)
- Le Moniteur. 2013. Arrêté délimitant le Parc National "La Visite". CIAT, Haïti, 6 p. [http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/344\\_20130513](http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/344_20130513)
- Le Moniteur. 2014. Arrêté divisant en deux parties le Parc National Naturel Forêt des Pins (PNN-FP). CIAT, Haïti, 6 p. [http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/348\\_20140116](http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/348_20140116)
- Lloyd JD, Léon YM. 2019. Forest change within and outside protected 2 areas in the Dominican Republic, 2000-2016. *BioRxiv.*, 20 p. DOI: <https://doi.org/10.1101/558346>
- Mama A, Bamba I, Sinsin B, Bogaert J, De Cannière C. 2014. Déforestation, savanisation et développement agricole des paysages des savanes-forêts dans la zone soudano-guinéenne du Bénin. *Bois For. Trop.*, **322**: 65-75. DOI: <https://doi.org/10.19182/bft2014.322.a31237>
- Mamane B, Amadou G, Barrage M, Comby J, Ambouta JMK. 2018. Dynamique spatio-temporelle d'occupation du sol dans la Réserve Totale de Faune de Tamou dans un contexte de la variabilité climatique (Ouest du Niger). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **12**(4): 1667-1687. DOI:10.4314/ijbcs.v12i4.13
- MAS JF. 2000. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Can. J. Remote Sens.*, **26**(4): 349-362.
- MARNDR. 2010. Plan d'investissement pour la croissance du secteur agricole. MARNDR, 13 p. <http://agriculture.gouv.ht/view/01/IMG/pdf/Plandinvestissementdusecteuragricolenouvelleversion1>
- Mezard C. 2018. Caractérisation des perturbations anthropiques de la forêt des pins d'Haïti : Cas de l'unité 2. Mémoire de Master en production intégrée et préservation des ressources naturelles en milieu urbain et péri-urbain, Université de Liège, Belgique, 79 p.
- MDE, DDC, HSI. 2017. Plan de gestion 2017-2022 du Parc National Naturel de l'Unité 2 de la Forêt des Pins. MDE, DDC, HSI, Haïti, 99 p.
- MDE. 2019. Sixième rapport national sur la biodiversité d'Haïti. gef/CBD/6NR/UNDP. Ministère de l'environnement, Direction de La Biodiversité, Haïti. <https://www.cbd.int/doc/nr/nr-06/ht-nr-06-fr.pdf>
- Oswald J, Gond V, Dolédec S, Lavelle P. 2011. Identification d'indicateurs de changement d'occupation de sol pour le suivi des dynamiques paysagères. *Bois For. Trop.*, **307**(1): 7-21. DOI: <https://doi.org/10.19182/bft2011.307.a20484>
- PNUE, MDE, UNIQ. 2010. Etat et Perspectives de l'environnement. PNUE, MDE, UNIQ, Haïti, 194 P. [http://postconflict.unep.ch/publications/Haiti/GEO\\_Haiti\\_FR\\_2010](http://postconflict.unep.ch/publications/Haiti/GEO_Haiti_FR_2010)
- SEO, BirdLife. 2008. Inventaire de la biodiversité au Parc Nationale La Visite, Haïti. SEO-BirdLife, Haïti.
- Tarter A. 2016. Haiti is covered with trees. EnviroSociety, Haïti.

- <http://www.envirosociety.org/2016/05/haiti-is-covered-with-trees/>
- Tsewoue MR, Tchamba M, Avana ML, Tanougong AD. 2020. Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans le Moungo, Région du Littoral, Cameroun : influence sur l'expansion des systèmes agroforestiers à base de bananiers. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **14**(2): 486-500. DOI: 10.4314/ijbcs.v14i2.15
- USAID. 2006. Vulnérabilité environnementale en Haïti : Conclusions et recommandations. US Forest Service, Haïti, 150 p. [http://pdf.usaid.gov/pdf\\_docs/Pnadr457.pdf](http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnadr457.pdf)
- Useni SY, Khoji MH, Bogaert J. 2020. Miombo woodland, an ecosystem at risk of disappearance in the Lufira Biosphere Reserve (Upper Katanga, DR Congo)? A 39-years analysis based on Landsat images. *Glob. Ecol. Conserv.*, **24**(2020): e01333. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01333>
- Versluis A, Rogan J. 2010. Mapping land-cover change in a Haitian watershed using a combined spectral mixture analysis and classification tree procedure. *Geocarto Int.*, **25**: 85–103. DOI: <https://doi.org/10.1080/10106040902977584>
- Vital J. 2008. Land use/cover change using Remote Sensing and Geographic Information Systems: Pic Macaya National Park, Haiti. Master of Science in Forest Ecology and Management (MS), School of Forest Resources and Environmental Science, Michigan Technological University, 84 p.
- Wilson JS, Brothers TS, Marciano EJ. 2001. Remote sensing of spatial and temporal vegetation dynamics in hispaniola: A comparison of Haiti and the Dominican Republic. *Geocarto Int.*, **16**: 7–18. DOI: <https://doi.org/10.1080/10106040108542188>