

La contribution des camps de déplacés à la dynamique paysagère au sud et au sud-est du Burundi

F. Havyarimana^{1*}, I. Bamba², Y.S.S. Barima², T. Masharabu¹, D. Nduwarugira¹, M.J. Bigendako¹, A. Mama³, F. Bangirinama⁴, C. De Cannière⁵ & J. Bogaert⁶

Keywords: Conservation- Socio-political instability- Satellite images- Deforestation- Anthropization- Burundi

Résumé

La zone tropicale connaît actuellement une réduction catastrophique de la superficie des écosystèmes forestiers qui jouent pourtant un rôle essentiel dans la régulation climatique et qui constituent un réservoir inestimable de la biodiversité. Les causes de cette déforestation sont multiples et complexes. Même si l'agriculture constitue l'une des causes majeures de la déforestation en zones tropicales, l'Afrique subsaharienne a connu des influences exceptionnelles liées aux conflits sociopolitiques. Au Burundi, l'instabilité sociopolitique survenue en 1993 a entraîné un déplacement massif de la population constituée essentiellement d'agriculteurs. L'objectif de cette étude est de caractériser la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol en mettant un accent particulier sur l'influence de cette migration forcée de la population. Ainsi, l'analyse de la dynamique de l'occupation du sol autour des camps a été réalisée en combinant une analyse d'images satellitaires et des observations sur le terrain. L'impact négatif de cette instabilité socio-politique sur la végétation naturelle a été mis en évidence par la diminution de l'anthropisation au fur et à mesure que la distance camps-végétation augmentait. Il a été confirmé par le fait que l'anthropisation de la zone située autour des camps est plus importante après leur implantation. Ainsi, la réhabilitation de ces zones déboisées ou dégradées s'avère indispensable.

Summary

The Contribution of Internally Displaced Persons Camps to the Landscape Dynamics in Southern and Southeastern of Burundi

Nowadays, tropical zones are characterized by a catastrophic decline of forest ecosystems areas which play however an important role in climate regulation and biodiversity conservation. There are numerous and complex causes of deforestation. Even if agriculture is one of the main causes of deforestation in most tropical regions, sub-Saharan Africa had exceptional influences related to social conflicts. In Burundi, socio-political instability which occurred in 1993 also led to massive waves of displaced people, essentially farmers. The present study aims to analyze the land cover spatiotemporal dynamics and focuses particularly on the influence of this population forced to migrate. The study combines satellite images analysis with field observations to analyze land cover dynamic in the camp's surrounding zone. The negative impact of the socio-political instability has been demonstrated by vegetation anthropization decrease when the distance from the camps increases. The greatest anthropogenic pressure which is observed during the period that followed the outbreak of the socio-political instability also confirms this negative impact. The rehabilitation of those deforested or degraded zones is therefore essential.

¹Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Bujumbura, Burundi.

²Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

³Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques, Laboratoire d'Ecologie Appliquée, Cotonou, Bénin

⁴Ecole Normale Supérieure, Bujumbura, Burundi.

⁵Université Libre de Bruxelles, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

⁶Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

*Auteur correspondant: Email: francois.havyarimana@ub.edu.bi

Introduction

La déforestation tropicale actuellement considérée comme un fléau écologique (19) a bouleversé l'équilibre entre l'homme et la nature qui autrefois existait (18). Les causes de cette déforestation sont multiples et complexes. Des études réalisées dans 85 pays en voie de développement ont montré que la demande des biens et services consécutive à la croissance démographique galopante contribue fortement à cette déforestation (1). Même si l'agriculture apparaît à l'heure actuelle comme facteur primordial (10), l'Afrique sub-saharienne a connu des influences exceptionnelles liées aux conflits sociaux qui ont entraîné un afflux massif de réfugiés ou de déplacés internes. En Afrique centrale par exemple, les conflits sociaux récurrents n'ont pas épargné le patrimoine forestier à cause des migrations de populations majoritairement composées d'agriculteurs (7, 21). Avant 1990, la population burundaise restait en général attachée à son terroir et même l'exode rural était modéré comparativement aux autres pays d'Afrique australe (13). Les quelques migrations observées concernaient surtout la recherche de nouvelles terres agricoles et la recherche de l'emploi. Cependant, l'éclatement de la guerre de 1993 a provoqué la migration d'une grande partie de la population aussi bien vers l'intérieur que vers l'extérieur du pays (13). Ce dernier auteur souligne que les effectifs des populations déplacées et installées à l'intérieur du pays sont difficiles à établir avec précision. Ils étaient estimés à 12% de la population en 1999, à 10% en 2001 et à 7,5% en 2003 (13, 26).

Les camps de déplacés considérés par certains écologues comme de petites villes dépourvues de toute infrastructure de type urbain, qui par conséquent doit être créée en toute urgence (9), seraient à l'origine de la forte déforestation observée pendant cette période d'instabilité. Si tel est le cas, la pression anthropique est-elle significativement différente avant et après l'implantation des camps de déplacés? Lorsqu'on s'éloigne des camps, la superficie de la végétation naturelle augmente-t-elle? Au profit de quelles classes anthropiques les formations naturelles ont-elles été détruites? Pour répondre à ces questions, deux hypothèses ont été testées: (a) l'anthropisation de la zone située autour des camps est plus importante pour les années qui ont suivi le déclenchement de l'instabilité sociopolitique par rapport aux années antérieures; (b) la superficie des classes naturelles augmente avec la distance aux camps de déplacés. La création de parcelles agricoles débute en effet à proximité des habitations pour faciliter leur fertilisation à l'aide de la fumure animale et des déchets ménagers (15). De plus, la recherche du bois de chauffe ou de construction commence d'abord à proximité des habitations pour ensuite atteindre les zones éloignées au fur et à mesure que ces ressources se raréfient.

Ces hypothèses se justifient également par le fait que la population déplacée était constituée à plus de 90% d'agri-éleveurs qui utilisent du bois comme source d'énergie et comme matériaux de construction (13). La création de nouvelles terres agricoles ainsi que la recherche du bois autour des camps auraient par conséquent entraîné cette forte déforestation (8).

La plupart des travaux réalisés sur l'impact environnemental des migrations de populations, en particulier de réfugiés, se sont limités à l'aspect qualitatif (20, 36) en identifiant les conséquences environnementales qui en découlent (déforestation, pollution, conflits fonciers avec les autochtones, etc.) ainsi que les facteurs qui les influencent. L'objectif global de la présente étude est d'analyser l'impact des camps de déplacés sur la végétation naturelle par la quantification des changements d'occupation du sol autour de ces camps. Cette quantification permettra de mieux comprendre le phénomène d'impact environnemental des déplacés en vue de proposer des stratégies d'intervention (9). Cette étude s'articule autour de deux objectifs spécifiques: (i) analyser l'évolution des superficies des classes d'occupation du sol autour des camps de déplacés entre 1986 et 2011 pour permettre d'éclairer les processus écologiques qui pourraient s'y dérouler; (ii) mettre en évidence l'impact négatif de l'implantation des camps de déplacés à proximité des écosystèmes naturels.

Matériel et méthodes

Critères de choix et description de la zone d'étude

Située au sud et au sud-est du Burundi, la zone d'étude comprend les provinces de Makamba, Rutana et une partie de la province de Bururi et s'étend sur une superficie d'environ 5057 km² (Figure 1). Elle a été retenue en raison de sa faible densité de population comparativement à la plupart d'autres régions du pays. Elle était en effet considérée vers les années 1990 comme faisant partie des régions les moins peuplées au Burundi. Le choix de cette région à faible densité de population permet de minimiser l'influence des populations non déplacées. La superficie moyenne de l'exploitation familiale était estimée entre 0,5 et 1,5 ha en 1997 (49). Suite à l'instabilité sociopolitique de 1993 qui a duré presque une décennie, cette zone a été le site d'accueil d'un grand nombre de populations déplacées et demeure la zone de transit des rapatriés en provenance de la Tanzanie. Selon les données recueillies au Ministère en charge des réfugiés et déplacés au Burundi, les 3 provinces abritaient 40% des camps de déplacés et 51,6% de la population vivant dans les camps au Burundi en 2002.

Le nombre de ménages vivant dans les camps variait entre 30 et 1182 en 2002 (42).

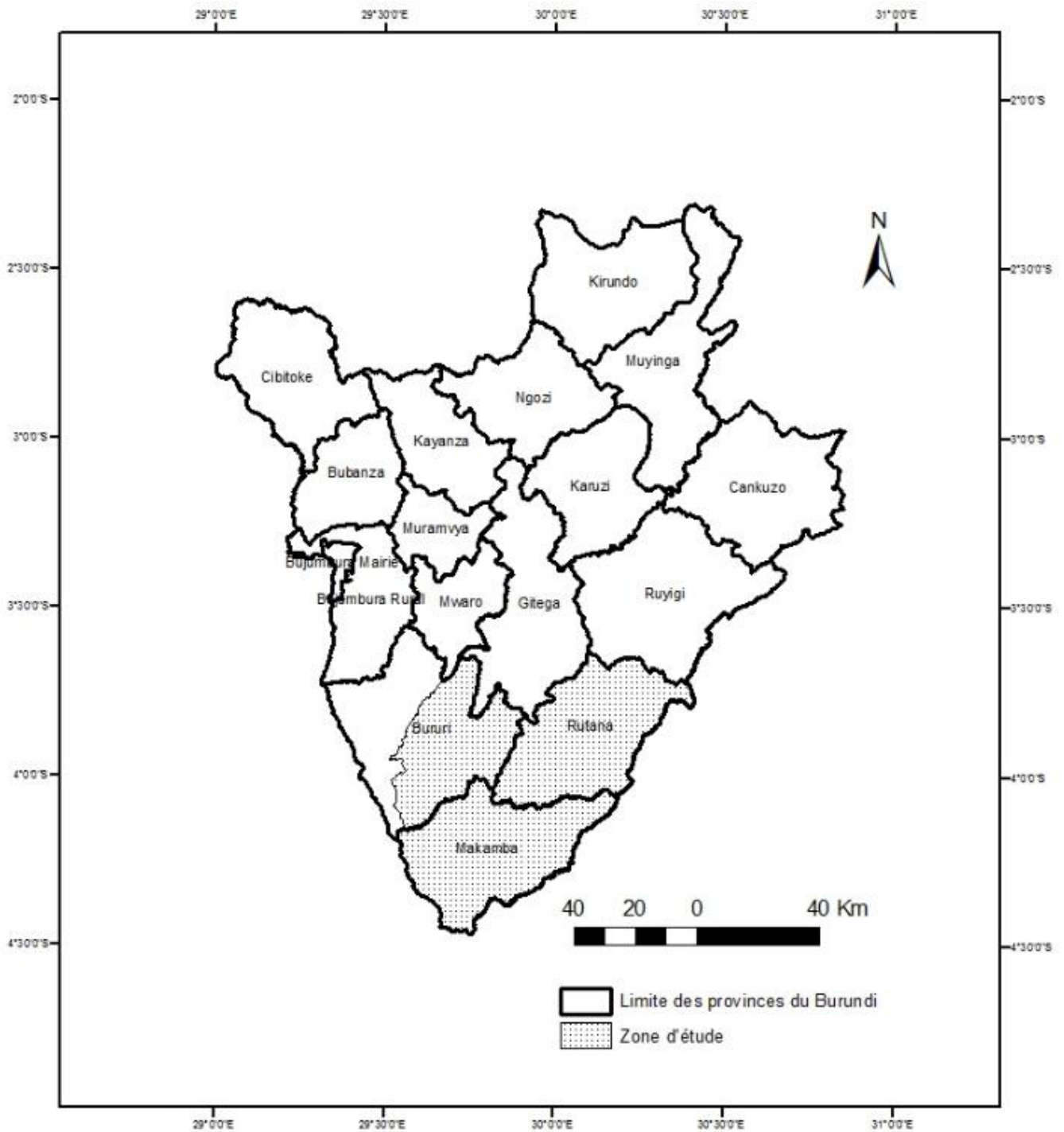


Figure 1: Localisation de la zone d'étude dans la carte administrative du Burundi.

Choix des images satellitaires

L'analyse de l'impact des camps de déplacés sur la dynamique de l'occupation du sol a été réalisée à l'aide de 6 images satellitaires multispectrales de type landsat d'une résolution spatiale de 30 m. Le choix des images satellitaires permettant de détecter les changements d'occupation du sol constitue une étape fondamentale (29). Selon Skupinski *et al.* (45), ces images doivent être prises aux dates similaires pour minimiser les effets saisonniers. Dans cette étude, les images utilisées ont été prises au cours de la même saison (sèche) pour minimiser cette influence saisonnière. Les images prises pendant la saison sèche permettent en effet d'avoir un maximum de contraste entre les éléments du paysage et la disponibilité des données devient par conséquent maximale du fait de la faible nébulosité. La période d'étude s'étend sur 25 ans (1986-2011) et comprend 3 sous-périodes essentielles pour l'analyse de l'évolution de l'anthropisation: avant (1986-1993), pendant (1993-2003) et après (2003-2011) l'instabilité sociopolitique qui a commencé en octobre 1993. Pour chacune des trois périodes, deux images satellitaires ont été utilisées. Celles correspondant à la période d'avant l'instabilité sociopolitique sont des images TM (Thematic Mapper) qui dataient respectivement du 12 juillet 1986 et 27 août 1991. Les images acquises en période d'instabilité sont de type TM et ETM+ (Enhanced Thematic Mapper plus) et leurs dates d'acquisition sont respectivement le 3 août 1994 et le 1 octobre 2001. Le manque d'image correspondant exactement au début de l'instabilité sociopolitique nous a conduit à considérer celle de 1994 comme correspondant au début de cette instabilité. Les images acquises après la période d'instabilité sont de type ETM+ et TM qui dataient respectivement du 31 août 2007 et 1 juillet 2011.

Prétraitement et classification des images satellitaires

La composition colorée de toutes ces images a été effectuée en associant les bandes spectrales 4 (proche infra rouge), 3 (rouge) et 2 (vert). Ces bandes sont en effet appropriées dans l'étude de la dynamique de la végétation étant donné que cette dernière réfléchit très fortement le rayonnement proche infrarouge (32,24). La classification supervisée de toutes ces images a été réalisée en utilisant l'algorithme du maximum de vraisemblance à l'aide du logiciel ENVI. Globalement, ce type de classification consiste à définir au préalable les classes thématiques qu'on souhaite extraire de l'image satellitaire. On identifie ensuite quelques zones de l'image occupées, sans ambiguïté, par les classes d'intérêt. En fin, les pixels sont affectés à la classe qui correspond le mieux à ses caractéristiques spectrales (12).

En se basant sur l'ancienne carte d'occupation du sol du Burundi (1 : 50000) établie par l'Institut Géographique du Burundi et l'Institut Géographique de France en 1982, quatre classes d'occupation du sol ont été retenues. Il s'agit des forêts, savanes-prairies, plantations (cane à sucre, palmiers, Eucalyptus,...) et zones agricoles (champs, jachères, habitations et sols nus). Cette classification a été retenue car elle s'inspire de celle réalisée par Mayaux *et al.* (34) sur toute l'Afrique. L'utilisation des points de terrain relevés à l'aide d'un GPS (Garmin, précision de 7m) dans le choix des zones d'entraînement a permis de discriminer les formations herbeuses naturelles des zones agricoles. Le logiciel ENVI 4.3 que nous avons utilisé pour classifier les images permet en effet de retrouver ces points de terrain sur les images en composition colorée, ce qui a permis de localiser les différentes classes mais aussi de distinguer les pixels des formations herbeuses et ceux des zones agricoles. Après avoir classé l'image de 2011 dont les classes d'occupation du sol étaient encore vérifiables sur le terrain, il a été possible de reconstituer l'occupation du sol des années antérieures (1986, 1991, 1994, 2001 et 2007) en réutilisant les mêmes zones d'entraînement. Il convient cependant de signaler que seuls les pixels dont l'occupation du sol n'avait pas changé ont été considérés. Ces pixels ont été déterminés en s'inspirant des informations livrées par les personnes enquêtées mais aussi en comparant visuellement leur réflectance en 2011 et celle observée sur les images des années antérieures.

Validation de la classification des images satellitaires

Pour valider la classification réalisée, deux indices issus de la matrice de confusion à savoir la précision globale (PG) et le coefficient de Kappa (K) ont été utilisés en se basant sur des valeurs de référence. Les valeurs du coefficient de Kappa varient en effet de 0 à 1. La valeur 0 n'indique aucun gain par rapport à une classification aléatoire tandis que la valeur 1 indique une classification parfaite (47). Selon Fitzgerald et Lees (23), une valeur du coefficient de Kappa inférieure à 0,40 indique une mauvaise classification. Une valeur comprise entre 0,40 et 0,75 est jugée acceptable tandis qu'elle est excellente si la valeur est supérieure à 0,75. Les valeurs de PG et de K ont été calculées en utilisant respectivement les équations I et II.

$$PG = \frac{\sum m(i,i)}{T_{classés}} \quad (I)$$

$$K = \frac{(T_{classés}) \sum m(i,i) - \sum [m(i,+)m(+,i)]}{T_{classés}^2 - \sum [m(i,+)m(+,i)]} \quad (II)$$

où $m(i,i)$ est le nombre de pixels de la classe i correctement classés, $T_{\text{classé}}$ le nombre total des pixels classés en considérant toutes les classes, $m(i,+)$ la valeur marginale de la ligne i dans la matrice de confusion c'est-à-dire la somme de la ligne et $m(+,i)$ le total des pixels devant appartenir à la classe i (12).

Choix et localisation des camps sur les cartes d'occupation du sol

Sur un total de 229 camps de déplacés recensés dans tout le pays par le Ministère en charge des réfugiés et déplacés en 2002, les provinces de Makamba, Rutana et Bururi détiennent 92 camps dont 55 dans notre zone d'étude (42). Afin de limiter l'influence des populations non déplacées, seuls 11 camps éloignés des habitations ont été retenus dans cette étude. Le relevé sur le terrain des coordonnées des camps à l'aide d'un GPS (Garmin, précision de 7 m) a permis de localiser les polygones correspondant sur la carte d'occupation du sol de 1994. Ces polygones ont été par la suite isolés. La carte de 1994 a été retenue car elle résulte d'une image satellitaire acquise approximativement 9 mois après le déclenchement de l'instabilité sociopolitique. A ce moment, l'influence des camps de déplacés sur la végétation environnante était supposée minimale. La prise en compte de cette carte se justifie également par le manque de données sur les dates précises d'implantation des camps et par l'indisponibilité d'images satellitaires correspondantes. Pour se rassurer de la localisation des polygones correspondant aux camps sur la carte d'occupation du sol de 1994, une relation entre le nombre de ménages et l'aire du camp d'une part et entre la population du camp et son aire d'autre part, a été analysée à l'aide d'une régression linéaire. Les polygones ainsi obtenus étant géoréférencés, ils ont été utilisés pour localiser l'emplacement des camps sur les cartes d'occupation du sol de 1986, 1991, 2001, 2007 et 2011 à l'aide du logiciel ArcGIS 9.3. Il convient de préciser que sur les cartes d'avant 1994, les emplacements sont virtuels car les camps n'étaient pas encore implantés.

Dispositif et méthode de détermination de la zone d'étude autour des camps

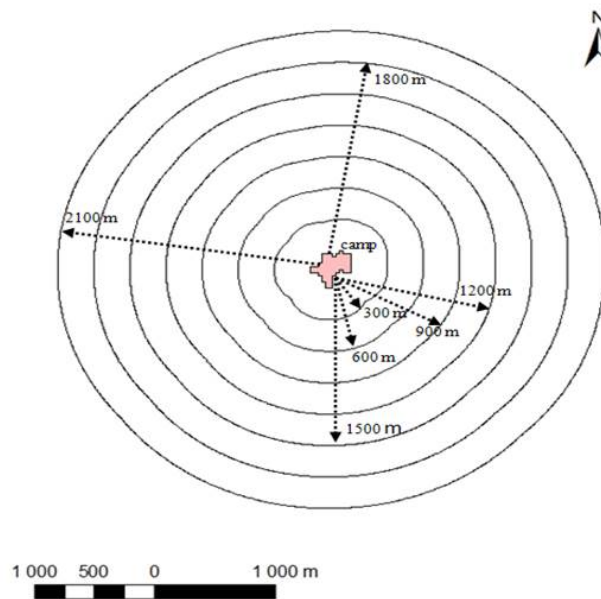
L'impact des camps de déplacés sur le changement de l'occupation du sol a été analysé dans 7 bandes en forme d'anneau centrées sur le camp et ayant chacune une largeur de 300 m (Figure 2). Le nombre et la largeur des bandes ont été déterminés en veillant à garder le même dispositif pour tous les camps étudiés. Leur détermination a été réalisée sous l'hypothèse que la zone exploitée autour du camp était fonction de la population du camp et de la taille moyenne des exploitations agricoles de chaque ménage (0,5 ha à 1,5 ha).

Ainsi, le dispositif applicable au camp le plus peuplé (1182 ménages) a été utilisé pour tous les camps afin de tenir compte d'autres formes de pression anthropique (bois de chauffe, matériaux de construction, etc.) susceptibles d'entraîner un changement d'occupation du sol. Comme la pression du camp s'exerce généralement dans tous les sens, cette zone a été assimilée à un cercle dont nous avons déterminé le rayon c'est-à-dire la largeur de la bande exploitée autour du camp. Plus concrètement, en supposant que chaque ménage pouvait exploiter 0,5 ha, le camp le moins peuplé (30 ménages) exploiterait 15 ha, ce qui équivaut à un rayon de 218,6 m. Si chaque ménage exploitait 1,5 ha, la superficie exploitée serait de 45 ha et le rayon correspondant serait de 378,6 m. Ainsi, la largeur de la bande exploitée autour du camp le moins peuplé a été considérée comme la moyenne des deux valeurs (≈ 300 m). Un calcul similaire a été fait pour le camp le plus peuplé (1182 ménages), ce qui donne une largeur moyenne de 1873,5 m qui a été arrondie à 2100 m. En appliquant le même dispositif pour tous les camps, le dispositif retenu comporte alors 7 bandes, chacune ayant une largeur de 300m. Ces 7 bandes constituent la zone d'étude autour de chaque camp.

Au cours des analyses statistiques, les 7 bandes ont été considérées comme situées respectivement à 300 m, 600 m, 900 m, ..., 2100 m du camp. Les 300 m correspondent à la largeur de la bande (zone) potentiellement exploitable par le camp le moins peuplé tandis que les 2100 m correspondent à la largeur de la bande exploitable par le camp le plus peuplé. La délimitation des bandes (buffer) et la détermination de l'aire des classes d'occupation du sol dans chacune d'elles ont été réalisées à l'aide du logiciel ArcGIS 9.3. Pour les 11 camps étudiés et pour les 6 dates considérées (1986, 1991, 1994, 2001, 2007 et 2011), 462 bandes ont été examinées.

Analyse de la dynamique de l'occupation du sol autour des camps

Les superficies des classes d'occupation du sol situées autour des camps ont été déterminées pour évaluer leur évolution au cours du temps. La comparaison des superficies relatives de chaque classe pour les 6 années d'étude a été réalisée à l'aide d'une analyse de la variance à un facteur. Dans le cas présent, l'hypothèse nulle testée est que la superficie de chaque classe ne varie pas au cours des 6 années. Ce test a été réalisé sur la base de 11 observations correspondant aux 11 camps de déplacés étudiés. Pour chaque camp, l'aire relative d'une classe dans toute la zone étudiée (il s'agit de la figure qui montre le dispositif d'étude avec 7 bandes) correspond au rapport entre l'aire de cette classe à une date considérée et son aire maximale observée entre 1986 et 2011.



Le polygone (rose) utilisé dans cette figure est le camp de Kabanga (province Rutana, Burundi) extrait de la carte d'occupation du sol de 1994.

Figure 2: Illustration de l'implantation de 7 bandes concentriques autour des camps de déplacés au sud et sud-est du Burundi.

Le croisement deux à deux des cartes d'occupation du sol de dates différentes à l'aide du module Analysis Tools du logiciel ArcGis 9.3, a permis de détecter les changements de l'occupation du sol et les mutations spatiales des différentes classes autour de chaque camp. Pour pouvoir analyser la dynamique spatiale avant (1986-1994), pendant (1994-2001) et après (2001-2011) la période d'instabilité sociopolitique, seules les images de 1986, 1994, 2001 et 2011 ont été prises en compte. Ces images permettent en effet d'étudier et de comparer les trois périodes (avant, pendant et après) supposées caractérisées par des degrés d'anthropisation différents. Les 33 matrices de transition correspondant aux 11 camps de déplacés ont été combinées pour former 3 matrices (1986-1994, 1994-2001 et 2001-2011). Cette combinaison a été effectuée pour permettre une vision globale de la dynamique des classes autour des camps de déplacés. Nous précisons que les valeurs des matrices combinées sont des superficies et non pas des pourcentages correspondant à ces superficies. La conversion en pourcentages a été effectuée après la combinaison des matrices.

Evolution spatiale de l'anthropisation de la végétation autour des camps

Pour examiner l'impact des camps de déplacés sur l'évolution de la superficie de la végétation naturelle environnante, les classes d'occupation du sol ont été combinées pour former deux superclasses: naturelles et anthropiques. Les classes considérées comme naturelles sont les forêts ainsi que les savanes et prairies tandis les zones agricoles et les plantations sont d'origine anthropique. Leurs superficies ont été déterminées dans chacune des 7 bandes délimitées autour de chaque camp. Pour chacune des 6 dates considérées (1986, 1991, 1994, 2001, 2007 et 2011), l'indice de perturbation (U) encore appelée indice d'anthropisation, qui s'inspire de la définition donnée par O'Neill *et al.* (39), a été ensuite déterminé à l'aide de l'équation III: La valeur de cet indice dans la bande i au temps t (U_{it}) est égale au rapport entre la superficie des classes naturelles dans cette bande au temps t (N_{it}) et la superficie des classes anthropiques dans la même bande et à la même date (A_{it}).

$$U_{it} = \frac{N_{it}}{A_{it}} \quad (\text{III})$$

L'indice de perturbation a été ainsi défini pour rendre possible l'évaluation de l'anthropisation dans le cas où la valeur de N_{it} deviendrait nulle surtout dans les anneaux situés à proximité des camps. Plus la valeur de l'indice U est élevée, plus les classes naturelles occupent une part importante dans la zone étudiée. En d'autres termes, il s'agit d'une évaluation de la non anthropisation. L'impact des camps de déplacés sur la destruction de la végétation environnante a été ensuite étudié en analysant l'évolution de cet indice en fonction de la distance aux camps au cours du temps. L'effet de la distance au camp et de l'année d'étude sur l'évolution de cet indice a été testé à l'aide d'une régression multiple étant donné que les deux variables explicatives sont quantitatives. Cette analyse a été appliquée sur les valeurs de l'indice de perturbation transformées par la fonction logarithmique (\log_{10}) en vue de respecter la condition de normalité des résidus. La transformation de la variable U a été réalisée par l'équation IV.

$$U' = \log(U+c) \quad (IV)$$

où c est une constante déterminée par itération pour éviter des valeurs nulles de U' (31). La vérification de la normalité des résidus a été effectuée à l'aide du test de Shapiro-Wilk qui est considéré comme une sorte de corrélation entre les résidus et leurs valeurs attendues sous l'hypothèse de normalité. L'hypothèse de normalité est rejetée lorsque la probabilité du test est égale ou inférieur au seuil α préétabli. Les périodes 1986-1991, 1991-1994 et 1994-2001 ont été ensuite comparées pour vérifier si l'anthropisation a été plus élevée pour les années qui ont suivi le déclenchement de l'instabilité sociopolitique que pour les années antérieures. Pour cela, le test de Wilcoxon apparié a été appliqué pour vérifier si la variation annuelle de l'indice de perturbation diffère significativement d'une période à l'autre. Cette analyse a été réalisée sur la base de 11 observations correspondant aux 11 camps de déplacés. La variation annuelle de l'indice de perturbation a été considérée car les intervalles de temps entre les années étudiées sont différents. Les périodes de 2001 à 2007 et de 2007 à 2001 n'ont pas été pris en compte car la totalité des classes naturelles était presque détruites à la période précédente et les variations annuelles sont presque nulles pour certains camps. La variation annuelle de l'indice de perturbation entre deux dates a et b (ΔU_{ab}) a été calculée selon l'équation V.

$$\Delta U_{ab} = \frac{U_a - U_b}{b - a} \quad (V)$$

Résultats

Evaluation de la qualité de la classification des images satellitaires

Pour les six images traitées, la valeur de la précision globale est comprise entre 77% et 95% tandis que celle du coefficient de Kappa est comprise entre 0,74 et 0,94. Les coefficients de Kappa obtenus pour les images les plus récentes sont plus élevés par rapport à ceux des images les plus anciennes. Le nombre de pixels correctement classés dépasse en moyenne 80% pour toutes les classes d'occupation du sol. Il convient également de préciser que les erreurs de commission et d'omission observées pour les différentes classes et pour toutes les images sont inférieures à 50%.

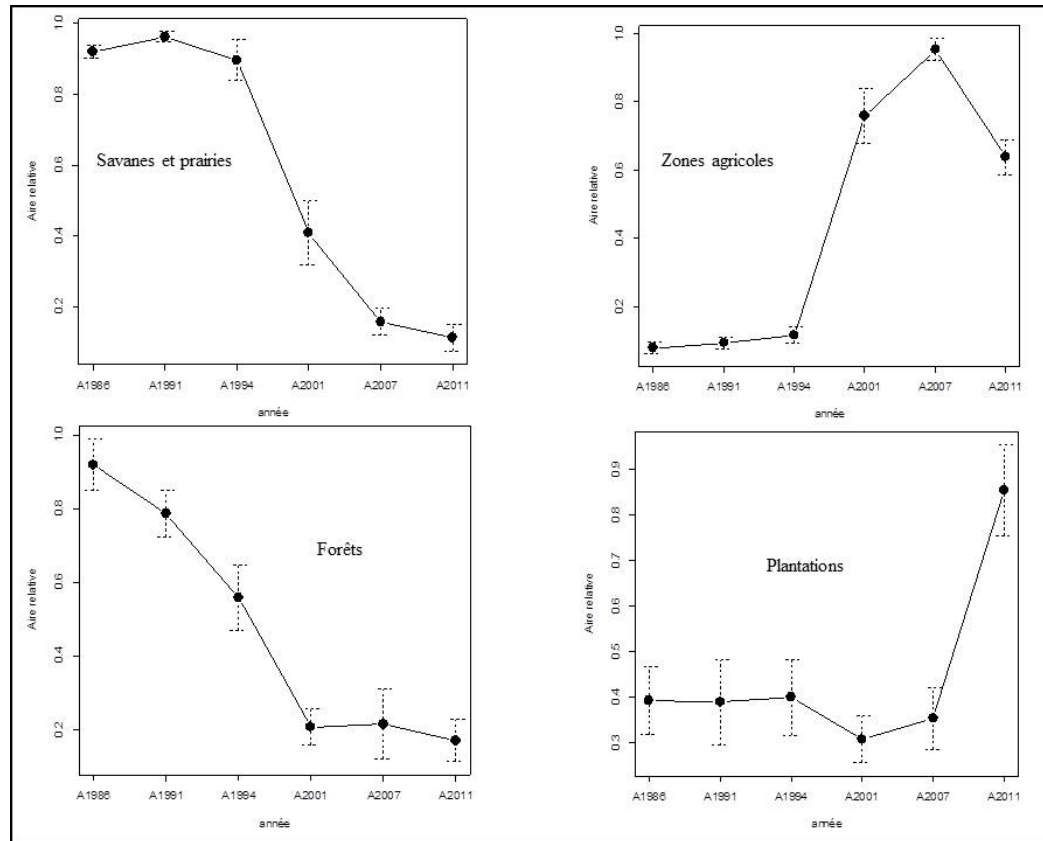
Validation de la localisation des camps sur les cartes d'occupation du sol

L'analyse de la relation entre l'aire des polygones correspondant aux camps et l'effectif de leur population ou du nombre de ménages indique d'une part qu'il existe une relation significative entre l'aire des camps et le nombre de ménages qui s'y trouvent ($R^2=59$ et $p=0,006$). D'autre part, elle indique l'existence d'une relation significative entre l'aire des camps et l'effectif de la population qu'ils abritent ($R^2=62$ et $p=0,004$). De ces relations significatives, on déduit que les polygones correspondant aux camps ont été correctement localisés sur la carte d'occupation du sol de 1994. Ainsi, les analyses spatiales afférentes peuvent être envisagées.

Evolution de l'aire des classes d'occupation du sol autour des camps de déplacés

L'analyse de l'occupation du sol autour des camps de déplacés (7 bandes combinées) entre 1986 et 1994 indique que l'aire des forêts, savanes et prairies combinées occupe plus de 70% de l'aire totale de cette zone. L'aire de ces deux classes naturelles semble rester plus ou moins stable pendant cette période malgré de légères variations. Entre 1994 et 2011, une diminution brutale de l'aire des forêts et des savanes-prairies est observée. Ces classes ont respectivement diminué de 73,72% et de 87,71%. La plus grande diminution de la superficie de ces classes naturelles est enregistrée entre 1994 et 2001, période caractérisée par l'instabilité sociopolitique. Les zones agricoles et les plantations ont par contre augmenté de superficie au détriment de la végétation naturelle (Figure 3).

L'aire de ces classes anthropiques combinées est passée de 18,68% en 1986 à 88,63% en 2011. La comparaison des superficies relatives des forêts montre une différence très hautement significative entre les 6 années étudiées ($F=20,15$; $p<0,001$; $ddl=5$). Il en est de même pour la classe savanes-prairies ($F=62,99$; $p<0,001$; $ddl=5$).



Les moyennes sont calculées sur la base de 11 observations correspondant aux 11 camps. Pour chaque camp, l'aire relative d'une classe est le rapport entre l'aire de cette classe à une date ciblée et son aire maximale observée entre 1986 et 2011.

Figure 3: Evolution de l'aire relative des classes d'occupation du sol autour des camps de déplacés situés au sud et sud-est du Burundi.

En ne comparant que les 3 premières années d'étude (1986, 1991 et 1994), on observe que la superficie de la forêt varie de façon hautement significative ($F=5,83$; $p<0,01$; $ddl=2$) alors que celle des autres classes ne montre pas de variation significative ($p>0,05$). Par contre, en comparant les 4 dernières années (1994, 2001, 2007 et 2011), une différence très hautement significative est observée pour toutes les classes d'occupation du sol ($p<0,001$).

Evolution spatiale de l'anthropisation de la végétation autour des camps de déplacés

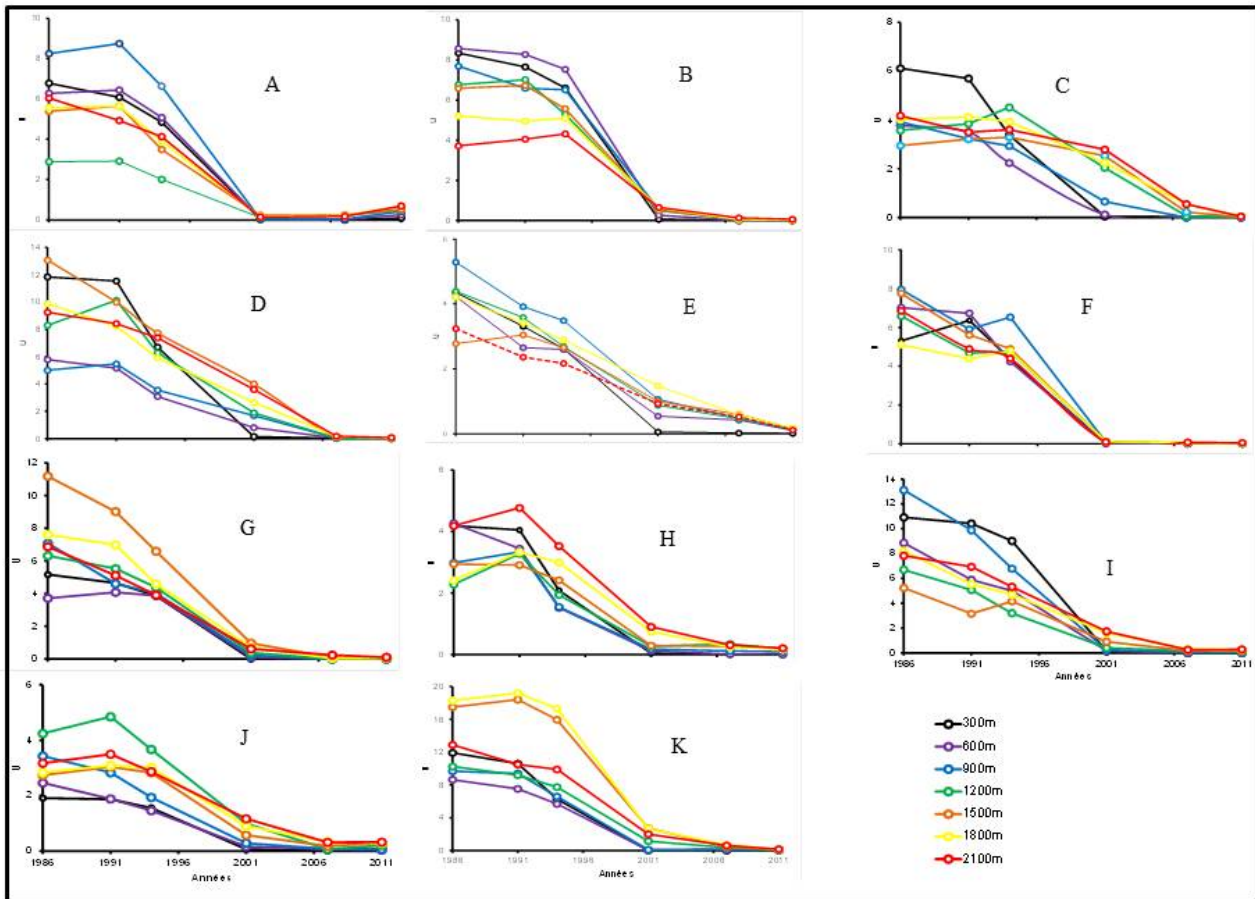
L'analyse de l'anthropisation autour des camps de déplacés révèle que l'indice de perturbation est plus élevé entre 1986 et 1994. Après cette période, sa valeur diminue d'une année à l'autre. Cependant, la plus forte diminution s'observe entre 1994 et 2001 (Figure 4).

Plus exactement, la valeur de cet indice est plus élevée entre 1986 et 1994 mais plus faible entre 2001 et 2011 pour tous les camps et pour toutes les distances. Au début de la période de l'instabilité sociopolitique, on observe que la valeur de cet indice est globalement moins élevée à proximité des camps qu'à plus grande distance.

Cette analyse révèle par conséquent que l'aire des classes naturelles augmente au fur et à mesure qu'on s'éloigne des camps après le déclenchement de cette instabilité.

L'analyse par la régression multiple indique que le facteur temps a un effet significatif sur l'indice de perturbation si l'on considère la période de 1986 à 1994. Par contre, la distance n'a d'effet significatif que si l'on considère la période de 2001 à 2011 (Tableau 1). De cette analyse, il peut être raisonnablement établi que la valeur de l'indice de perturbation est plus élevée avant qu'après l'implantation des camps de déplacés. Ainsi, la forte destruction de la végétation naturelle est observée après le déclenchement de l'instabilité sociopolitique. La comparaison deux à deux des 3 périodes (1986-1991, 1991-1994 et 1994-2001) à l'aide du test de Wilcoxon apparié indique que dans les 4 premières bandes (300-1200 m), les périodes de 1986 à 1991 et de 1991 à 1994 diffèrent significativement.

Dans les 3 dernières, les 2 périodes ne diffèrent pas significativement. Cela montre que dans la zone située à proximité des camps, les deux périodes sont caractérisées par des degrés d'anthropisation significativement différents.



U est l'indice d'anthropisation. C'est le rapport entre la superficie des classes naturelles et celle des classes anthropiques. A, B, C, ..., K sont respectivement les camps de Butare, Kabanga, Kabonga, Kiyange, Mpinga, Muhafu, Mukungu, Murago, Mushara, Muyange et Nyantakara situés au sud et sud-est du Burundi. Les valeurs de U ont été déterminées pour 7 bandes situées à différentes distances du camp et ayant chacune une largeur de 300 m. Plus U est élevé, plus l'anthropisation est faible.

Figure 4: Evolution de l'anthropisation autour des camps de déplacés au cours du temps.

Tableau 1
Effet de la période et de la distance par rapport aux camps sur l'anthropisation autour de 11 camps de déplacés au cours du temps.

	1986-1994			
	Estimate	Standard error	t value	ρ
Intercept	33,34	13,67	2,438	0,0155 *
Année	-0,01632	0,00687	-2,376	0,0183 *
Distance	-0,007844	0,005772	-0,77	0,4423
Année: distance	0,000003943	0,000005121	0,77	0,4421
	2001-2011			
Intercept	-2,597	4,596	-0,565	0,573
Année	0,00144	0,002291	0,628	0,53
Distance	0,01994	0,003426	5,821	1,98e-08 ***
Année: distance	-0,00000991	0,000001707	-5,804	2,16e-08 ***

L'effet de ces variables est testé au moyen d'une régression multiple sur 2 périodes différentes (1986-1994 et 2001-2011). Pour chaque période analysée, le degré de liberté est égal à 227. Les valeurs de U ont été transformées par une fonction logarithmique. Autour de chaque camp, 7 bandes ayant chacune une largeur de 300 m ont été analysées. Les seuils de significativité de p sont 0,05 (*) et 0,001 (***)

Tableau 2

Comparaison des variations annuelles de l'indice d'anthropisation correspondant aux 3 périodes (1986-1991, 1991-1994, 1994-2001) à l'aide du test de Wilcoxon apparié.

Distances (m)	Périodes comparées		
	1-2	1-3	2-3
300	0**	0**	28
600	10*	1**	22
900	18	0**	23
1200	9*	0**	32
1500	13	3**	14
1800	20	2**	16
2100	26	2**	4**

Les périodes 1, 2 et 3 sont respectivement 1986-1991, 1991-1994, 1994-2001. Les variations annuelles dans chaque bande sont calculées sur 11 observations correspondant aux 11 camps de déplacés. Chaque valeur du tableau est la statistique du test. Les seuils de significativité sont 0,05 (*) et 0,01 (**).

Tableau 3

Matrices de transition décrivant les changements d'occupation du sol autour de 11 camps de déplacés entre 1986 et 2011.

		Année 1994				
		classes	ZA	SP	FO	PL
Année 1986	ZA	0,94	2,78	0,65	1,15	5,52
	SP	4,66	51,04	5,89	7,41	68,99
	FO	0,78	5,55	3,67	2,31	12,33
	PL	1,31	7,62	1,74	2,49	13,16
	Total	7,69	66,99	11,95	13,36	100
		Année 2001				
		classes	ZA	SP	FO	PL
Année 1994	ZA	4,59	2,01	0,14	0,96	7,69
	S-P	39,59	19,81	0,76	6,83	66,99
	FO	4,45	2,61	2,29	2,6	11,95
	PL	6,81	2,69	0,5	3,37	13,36
	Total	55,44	27,12	3,69	13,75	100
		Année 2011				
		classes	ZA	SP	FO	PL
Année 2001	ZA	29,13	4,89	0,88	20,55	55,44
	S-P	11,47	2,32	0,31	13,02	27,12
	FO	0,99	0,27	1,2	1,22	3,69
	PL	5,08	0,75	0,76	7,16	13,75
	Total	46,68	8,23	3,14	41,95	100

Les 33 matrices de transition correspondant aux 11 camps ont été combinées pour former 3 matrices. La valeur de chaque élément de la matrice indique une fraction de la zone d'étude exprimée en pourcentage. ZA: zones agricoles, FO: forêts, SP: savanes et prairies, PL: plantations.

En s'éloignant des camps par contre, on n'observe plus de différence significative. En comparant les périodes 1986-1991 et 1994-2001, une différence hautement significative est observée dans toutes les bandes. Par contre, la comparaison des périodes 1991-1994 et 1994-2001 montre que les variations annuelles de l'indice d'anthropisation ne diffèrent significativement que dans la bande située à 2100 m (tableau 2). Ce constat traduit donc une augmentation progressive de la superficie de la zone affectée par la pression du camp au cours du temps.

Caractérisation de la dynamique de l'occupation du sol autour des camps

L'analyse de la conversion des classes d'occupation du sol autour des camps (7 bandes combinées) montre que la transformation de la forêt en zones agricoles a affecté 6,3 % des forêts entre 1986 et 1994. Par contre, au cours de la période de 1994 à 2001 où la population déplacée vivait dans les camps, cette conversion a affecté 37,24%. En 2011, le remplacement des forêts par les zones agricoles représentait 26,95 % de la superficie forestière de 2001. La zone forestière qui n'a pas été affectée par les changements est passée de 3,67% de toute la zone étudiée (autour des 11 camps) entre 1986 et 1994 à 2,29% entre 1994 et 2001 et 1,20% entre 2001 et 2011.

Quant aux savanes et prairies, leur transformation en zones agricoles est passée de 6,75% entre 1986 et 1994, à 59,10% entre 1994 et 2001 et à 42,29% entre 2001 et 2011. La zone savanicole qui n'a pas été affectée par les changements est passée de 51,04% de toute la zone étudiée entre 1986 et 1994 à 19,81% entre 1994 et 2001 et à 2,32% entre 2001 et 2011. Par rapport à toute la zone étudiée, le remplacement des classes naturelles par des classes d'origine anthropique est passé de 15,16% entre 1986 et 1994, à 53,48 entre 1994 et 2001 et à 26,71 entre 2001 et 2011. Il convient de souligner en plus que 20,55% de la zone initialement occupés par les zones agricoles ont été convertis en plantations entre 2001 et 2011 (Tableau 3).

Discussion

Classification des images satellitaires

L'analyse de la dynamique des classes d'occupation du sol dans la zone située autour des camps sur la base des images satellitaires constitue l'objectif de cette étude. Dans une étude de détection des changements d'occupation du sol comme celle-ci, il est important que les images utilisées présentent des caractéristiques les plus homogènes possibles pour que les différences résultant de leur comparaison, soient attribuées à de réels changements du territoire et non à des artefacts liés à ces images (46). Même si la réflectance des objets peut varier d'un capteur à l'autre (5), l'utilisation des images TM et ETM+ dans notre étude pourrait ne pas entacher significativement les résultats obtenus. Une étude de comparaison des réflectances dans les bandes homologues a montré en effet que les deux capteurs fournissent des données similaires si les images sont prises au-dessus d'un même site (5). Il importe de signaler cependant que même si l'analyse par télédétection permet de quantifier les changements d'occupation du sol, les causes sous-jacentes ne peuvent s'expliquer qu'à partir de données socio-économiques, culturelles et historiques (48). C'est la raison pour laquelle le contexte sociopolitique a été mis en avant pour expliquer les causes de la dynamique paysagère observée.

Les coefficients de Kappa obtenus pour les six images utilisées varient entre 74 et 94%, ce qui indique que la classification réalisée est acceptable si on tient compte des valeurs de références proposées par Fitzgerald et Lees (23). Il convient de signaler en outre que les valeurs du coefficient de Kappa obtenues dans notre étude sont similaires à celles considérées dans d'autres études (6, 22, 41) pour valider la classification. Cependant, quelques erreurs de confusion ont été observées. Selon Mayaux et al. (35), la configuration spatiale des classes peut être à l'origine de ce genre d'erreur. Dans notre zone d'étude, certaines petites parcelles agricoles sont mélangées avec d'autres classes d'occupation du sol (15). De plus, dans le système d'abattis-brûlis qui est pratiqué dans cette région, les cultures restent associées aux arbres que les agriculteurs préfèrent garder pour diverses raisons (ombrage, plantes médicinales, culturelles, etc.). Cet agencement spatial est susceptible de conférer à ces parcelles agricoles des propriétés spectrales proches de celles de la végétation naturelle environnante et pourrait ainsi être à l'origine de ces quelques erreurs de confusion observées.

Dispositif d'étude et analyses statistiques

Le dispositif d'étude utilisé a été également appliqué dans d'autres études (4, 38) pour analyser l'influence des villes, villages ou des routes sur la déforestation. Les distances considérées varient cependant d'une étude à l'autre. Leur choix se fait généralement en fonction de l'influence d'une variable environnementale ou socio-économique (feu de brousse, agriculture, etc.) sur le milieu environnant (44). Elles dépendent vraisemblablement du type de paysage étudié mais également des hypothèses à tester. Dans le cas présent, même si ce dispositif convient pour tester nos hypothèses, l'étendue de notre zone d'étude autour des camps a été limitée par le caractère dispersé des habitations des populations non déplacées. Cette répartition spatiale des habitations a limité la détermination de la distance à laquelle les camps n'ont plus d'influence afin de quantifier de la manière la plus exhaustive possible l'impact réel des camps de déplacés. Avec un tel dispositif, la superficie des bandes augmente en passant d'une bande à l'autre. Cela n'entache pas les résultats obtenus étant donné que d'une part, la superficie des grandes bandes comme celle des plus petites étaient supposée couvrir les besoins des populations déplacées. D'autre part, l'utilisation du rapport entre l'aire des classes naturelles et celle des classes anthropiques pour évaluer l'anthropisation dans chaque bande, a permis de corriger l'inégalité de la superficie des bandes.

Dans ce genre d'analyses spatiales, les méthodes statistiques appliquées dont les régressions linéaires reposent sur l'hypothèse d'indépendance des variables, laquelle n'est pas respectée en cas d'autocorrélation spatiale (40). Le dispositif utilisé dans cette étude comprend des bandes contiguës qui pourraient présenter un risque d'autocorrélation spatiale des variables (30) qui fait que certains tests statistiques paramétriques indiquent des résultats significatifs beaucoup plus qu'ils ne le devraient (17, 30). Cependant, lorsque le nombre d'observations est suffisamment élevé comme dans le cas de notre étude (462 observations), ce risque devient négligeable. Par ailleurs, dans une régression multiple, il ne doit pas y avoir de corrélation entre les variables explicatives, ce qui est le cas dans notre étude. D'autres approches sont utilisées pour minimiser l'effet de l'autocorrélation spatiale notamment le rééchantillonnage et la considération d'un seuil de significativité plus élevé lors des tests statistiques, en considérant par exemple un seuil de 1% au lieu de 5% habituellement utilisé (17). En considérant 1% comme seuil de significativité lors de l'analyse de l'effet de la période et de la distance aux camps (régression multiple et test de Wilcoxon), la conclusion selon laquelle ces derniers ont un impact négatif sur la végétation naturelle reste toujours valable.

Dynamique de l'occupation du sol et conséquences écologiques autour des camps

La diminution de l'aire des forêts ou des savanes et prairies observée autour des camps de déplacés est d'une part le résultat de leur conversion en champs et plantations. D'autre part, même si la recherche du bois de chauffe ou du bois d'œuvre n'est pas mise en évidence dans cette étude, elle aurait fortement contribué à la destruction de la végétation naturelle. Il n'est pas toujours évident de distinguer la part de l'agriculture et celle de l'exploitation pour le bois de feux ou de construction car ce dernier est souvent un sous-produit des activités agricoles. Globalement, les savanes apparaissent plus anthropisées que les forêts. Un cas similaire où la savane subit une plus forte pression anthropique comparativement à la forêt, a été également signalé en Angola (11). Ces auteurs expliquent cette préférence par le fait que le défrichement d'une savane pour l'agriculture demande généralement moins d'efforts que dans le cas d'une forêt compte tenu de sa faible densité d'arbres. Dans le cas présent, cette préférence pourrait également s'expliquer par le fait que la population déplacée avait d'abord besoin de matériaux de construction et du bois de chauffe que d'espaces agricoles. Ces matériaux proviennent essentiellement des savanes (herbes pour la couverture des maisons par exemple) et des boisements artificiels. Les forêts seraient recherchées par après, principalement pour les activités agricoles à cause de leur fertilité.

L'augmentation de la superficie des plantations s'explique d'une part par la fermeture de la plupart des camps de déplacés qui a entraîné la diminution de la pression anthropique. A titre illustratif, le rapport du HCR de 2005 (50) indiquait que le nombre de déplacés est passé de 882900 en 1996 à 11500 en 2005. Cette diminution de pression anthropique pourrait par conséquent entraîner la régénération de certaines espèces d'arbres soit par rejet de souches (*Eucalyptus*) ou par semis (*Grevillea*). D'autre part, l'augmentation de la superficie des plantations serait le résultat de la politique de reboisement initiée par le Gouvernement du Burundi. Selon Rwabahungu *et al.* (43), plus de 150 millions de plants d'arbres ont été en effet plantés dans tout le pays pour remplacer la végétation naturelle détruite au cours de l'instabilité sociopolitique mais également dans le but de subvenir aux besoins des populations en bois de feu. Cet auteur indique que les espèces exotiques dont *Eucalyptus* sp, *Pinus* sp, *Callitris* sp ont été privilégiées au détriment d'espèces locales car ces dernières présentent généralement une faible vitesse de croissance. Ce reboisement a principalement concerné les zones agricoles abandonnées par les déplacés en retour dans leurs habitations mais également les savanes et prairies dégradées.

Ces espèces exotiques présentent l'avantage de constituer une source alternative de bois de feu ou d'œuvre avec une demande minimale de surface de production (14). Malgré leur contribution à la protection des sols contre l'érosion (33) après une telle période de perturbation anthropique, ces espèces pourraient cependant entraîner l'altération de l'habitat initial à cause de leurs effets acidifiants (34). Cette altération est susceptible de limiter la recolonisation du site par les espèces locales dont les graines sont conservées dans le sol ou apportées par différents agents de dissémination.

Ce remplacement d'espèces autochtones bien adaptées à l'environnement local pourrait finalement accentuer la perte de la biodiversité locale. Des conséquences similaires liées aux migrations forcées des populations ont été signalées dans d'autres pays de la région des grands lacs africains. En guise d'exemple, une perte de deux tiers du Parc National de l'Akagera ainsi qu'environ 90% de ses grands mammifères a été signalées au Rwanda (28). En République Démocratique du Congo, le taux de déforestation en période de guerre était deux fois plus élevé qu'en période normale (37). Certains auteurs (2, 27) estiment par contre que l'instabilité sociopolitique peut avoir un impact positif dans la conservation des écosystèmes et de leur biodiversité en favorisant la régénération forestière dans certaines zones moins sécurisées qu'ils qualifient de «no-go zones».

Evolution spatio-temporelle de l'anthropisation de la végétation autour des camps

L'impact négatif des camps de déplacés sur la destruction des forêts et des savanes est mis en évidence par la diminution significative de l'indice d'anthropisation pendant les années qui ont suivi le déclenchement de l'instabilité sociopolitique. Il est confirmé d'une part par la différence significative existant entre la variation annuelle de l'anthropisation d'avant (1986-1991) et celle d'après l'implantation des camps (1994-2001). D'autre part, l'existence d'une différence significative entre les périodes 1986-1991 et 1991-1994 seulement dans les 4 premières bandes, révèle que la forte pression anthropique était localisée à proximité du camp au cours de la 2^{ème} période. La comparaison des périodes 1991-1994 et 1994-2001 montre une différence significative à partir de 2100m. Cela peut être interprété comme signe d'une forte pression à plus grande distance entre 1994 et 2001, alors qu'au même endroit la pression était faible entre 1991 et 1994. Cette analyse met donc en évidence une variation spatio-temporelle significative du degré d'anthropisation autour des camps après leur implantation. Cette progression de l'anthropisation résulte de la rareté des ressources en bois mais aussi de bonnes terres agricoles à proximité des camps.

La vitesse d'extension des zones agricoles à la périphérie des camps au détriment de la végétation naturelle pouvait dépendre principalement de la variation de la taille de la population des camps. Cela justifie pourquoi les camps n'ont pas exercé la même pression anthropique. Par ailleurs, certains déplacés pouvaient regagner ou quitter le camp en fonction de la situation sécuritaire de la zone où se trouvait chaque camp. La taille de la population des camps n'était donc pas stable au cours du temps. C'est la raison pour laquelle des camps presque de même population peuvent montrer des dynamiques spatio-temporelles d'anthropisation nettement différentes. En plus de la taille de la population des camps, la variabilité de l'indice d'anthropisation entre les différents camps serait également liée à la composition initiale de la zone située autour des camps c'est-à-dire qu'il y avait une variation de l'aire des classes naturelles entre les camps même avant l'instabilité d'une part, et entre les différentes bandes autour de chaque camp d'autre part. L'impact anthropique qui varie en fonction de la distance a également été constatée dans la zone située autour de certaines villes en zone tropicale (4, 16). La présente étude confirme ainsi l'hypothèse selon laquelle les camps de déplacés ou de réfugiés sont, du point de vue de leur impact environnemental, comparables à de petites villes dépourvues d'infrastructures de type urbain (3, 9).

Conclusion

Les résultats de cette étude mettent en évidence de façon quantitative l'impact négatif des camps de déplacés sur la végétation naturelle environnante. En période d'instabilité sociopolitique, les forêts, les savanes et prairies ainsi que les boisements situés autour des camps ont été systématiquement détruits pour subvenir aux besoins des populations déplacées en terres agricoles, bois de chauffe ou de construction. L'anthropisation de la zone située autour des camps est plus importante après leur implantation. En outre, la pression anthropique est plus forte à proximité des camps qu'à plus grande distance. Cela suggère que les camps de déplacés ont significativement contribué à la perturbation et à la dynamique des paysages. Afin de limiter la pression anthropique autour des camps de déplacés, ces derniers devraient être installés loin des forêts et des savanes. Leur implantation à proximité des boisements (*Eucalyptus* par exemple) présenterait par contre moins de conséquences étant donné que ces derniers se régénèrent plus facilement une fois les camps fermés. Compte tenu de l'ampleur des perturbations subies par les écosystèmes naturels, leur restauration s'avère indispensable. Ainsi, la plantation d'espèces exotiques dans les zones dégradées devrait être limitée au profit d'espèces locales moins susceptibles de perturber les processus naturels.

Références bibliographiques

- Allen J.C. & Barnes D.F., 1985, The causes of deforestation in developing countries, *Ann Assoc. Am. Geogr.*, 75, 2, 168-184.
- Alvárez M. D., 2003, Forest in the time of violence: conservation implications of the Colombian war, *J. Sustainable For.*, 16, 3, 49-70.
- Bamba I., Yedmel M. S. & Bogaert J., 2010, Effets des routes et des villes sur la forêt dense dans la province orientale de la République Démocratique du Congo, *Eur. J. Sci. Res.*, 43, 3, 417-429.
- Bannari A., Teillet P. M., Landry R., 2004, Comparaison des réflectances de surfaces naturelles dans les bandes spectrales homologues des capteurs TM de Landsat-5 et TM+ de Landsat-7. *Téledétection*, 4, 3, 263-275.
- Bianchi C.A. & Haig S. M., 2012, Deforestation trends of tropical dry forests in Central Brazil, *Biotrop.*, 45, 3, 395-400.
- Biswas A. K. & Tortajada-Quiroz, C., 1996, Environmental impacts of refugees: a case study, *Impact Assess.*, 14, 1, 21-39.
- Black R. 1994, Forced migration and environmental change. The impact of refugees on host environments, *J. Environ. Manage.*, 42, 261- 277.
- Black R., 1998, L'impact des réfugiés sur l'environnement écologique des pays d'accueil (Afrique subsaharienne), *Autrepart*, 7, 23-42.
- Bogaert J., Barima Y.S.S., Ji J., Jiang H., Bamba I., Iyongo W.M.L., Mama A., Nyssen E., Dahdouh-Guebas F. & Koedam N., 2011. *A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape patterns*. In: Hong K. S., Wu J., Kim J.-E. & Nakagoshi N., 2011 (eds.) *Landscape ecology in asian cultures*, 141-167, Library of Congress, Springer, Tokyo, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, 331 p.
- Cabral A I.R., Vasconcelos M.J., 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.
- Caloz R. & Collet C., 2001, *Précis de télédétection: Traitements numériques d'images de télédétection*. Volume 3, Québec, Presses de l'Université du Québec, 386 p.
- Cazenave-Piarrot A., 2004, Burundi: Une agriculture à l'épreuve de la guerre civile, *Cah. Outre-Mer*, 226-227, 1-15.
- Chamshama S. A. O., 2011, Plantations forestières et îlots boisés dans les pays de l'Afrique orientale et australe, *Afri. For. Forum*, 1, 18, 1-103.
- Cochet H., 2001, Crises et révolution agricole au Burundi. Editions Karthala, Paris, 468 p.
- Courtin F. & Guengant J. P., 2011, Un siècle de peuplement en Afrique de l'ouest, *Nat. Sci. Soc.*, 19, 256-265.

16. Dale M.R.T. & Fortin M.J., 2002, Spatial autocorrelation and statistical tests in ecology, *Ecosci.*, **9**, 2, 162-167.
17. De Wasseige C., De Marcken P., Bayol N., Hiol H.F., Mayaux P., Desclée B., Nasi R., Billand A., Defourny P. & Ebâa A.R., 2012, *Les forêts du bassin du Congo. État des forêts 2010*. Office des Publications de l'Union Européenne, Luxembourg, 276 p.
18. Demaze M.T., 2002, *Caractérisation et suivi de la déforestation en milieu tropical par télédétection. Applications aux défrichements agricoles en Guyane Française et au Brésil*. Thèse de doctorat, Université d'Orléans, 244 p.
19. De Merode E., Smith K.H., Homewood K., Pettifor R., Rowcliffe M. & Cowlishaw G., 2007. The impact of armed conflict on protected-area efficacy in Central Africa. *Biol. Lett.*, **3**, 299-301.
20. Draulans D. & Van Krunkelsven E., 2002. The impact of war on forest areas in the Democratic Republic of Congo, *Oryx*, **36**, 1, 35-40.
21. Fichera C.R., Modica G. & Pollino M., 2012, Land cover classification and change-detection analysis using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics, *Eur. J. Remote Sens.*, 45: 1-18.
22. Fitzgerald R.W., Lees B.G., 1994, Assessing the classification accuracy of multisource remote sensing data, *Remote Sens. Environ.*, **47**, 362-368.
23. Girard M.C. & Girard C., 2010, *Traitement des données de télédétection. Environnement et ressources naturelles*, 2^{ème} édition, Dunod, Paris, 553 p.
24. Gorsevski V., Kasichke E., Dempewolf J., Loboda T. & Grossmann F., 2012, Analysis of the impacts of armed conflict on the Eastern Afromontane forest region on the South Sudan-Uganda border using multitemporal Landsat imagery, *Remote Sens. Environ.*, **118**, 10-20.
25. IDMC, 2007, *Burundi: Les personnes déplacées à long terme attendent toujours des solutions durables malgré une amélioration de la situation sécuritaire*. Geneva, Switzerland, 11 p.
26. Kaimowitz D. & Fauné A., 2003, Contrasts and commandants: armed movements and forest conservation in Nicaragua's Bosawas Biosphere Reserve, *J. Sust. For.*, **16**, 21-47.
27. Kanyambwa, S., 1998. Impact of war on conservation. Rwandan environment and wildlife in agony, *Biodivers. Conserv.*, **7**, 1399-1406.
28. Lagabrielle E., Metzger P., Martignac C., Durieux L. & Grellet G., 2005, *Guide pratique d'utilisation des informations produites dans le cadre du projet TEMOS à la Réunion*, 64 p.
29. Leemans R., 2013, *Ecological systems: Selected entries from the encyclopedia of sustainability science and technology*. Springer, New York, 309p.
30. Legendre P. & Legendre L., 1998, *Numerical ecology. Developments in environmental modeling*, volume **24**, Third English Edition, Amsterdam, Library of Congress Cataloging in Publication Data, Elsevier, 990 p.
31. Lillesand T.M., Kiefer R.W. & Chipman J.W., 2008, *Remote sensing and image interpretation*. Sixth edition. John Wiley & Son, USA, 756 p.
32. Marien J.-N., Mallet B., 2003, Nouvelles perspectives pour une plantation forestière en Afrique Centrale, *Bois For. Trop.*, **282**, **4**, 67-79.
33. Mayaux P., Bartholomé E, Fritz S. & Belward A., 2004, A new land-cover map of Africa for the year 2000, *J. Biogeogr.* **31**, 861-877.
34. Mayaux P., Bartholomé E, Massart M., Cutsem C.V., Cabral A., Nonguierma A., Diallo O., Pretorius C., Thompson M., Cherlet M., Pekel J.F., Defourny P., Vasconcelos M., Di Gregorio A., Fritz S., De Grandi G., Elvidge C., Vogt P. & Belward A., 2003, *A land cover map of Africa*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 56 p.
35. McNeely J.A., 2003, Conserving forest biodiversity in times of violent conflict, *Oryx*, **37**, 2, 142-152.
36. Nakoney J., Molinario G., Potapov P., Turubanova S., Hansen M.C. & Furuichi T., 2014, Impacts of civil conflicts on primary forest habitat in northern Democratic Republic of the Congo, 1990-2010, *Biol. Conserv.*, **170**, 321-328.
37. Newman M.E., McLaren K.P. & Wilson B.S., 2014, Assessing deforestation and fragmentation in a tropical moist forest over 68 years; the impact of roads and legal protection in the Cockpit Country, Jamaica. *For. Ecol. Management*, **315**, 138-152.
38. O'Neill R.V., Krumme, J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H. & Graham R.L., 1988, Indices of landscape pattern, *Landscape Ecol.*, **1**, 3, 153-162.
39. Oliveau S., 2010, Autocorrélation spatiale: leçons du changement d'échelle, *Espace Géogr.*, **9**, 1, 51- 64.
40. Rodriguez-Galiano V.F., Ghimire B., Rogan J., Chica-Olmo M. & Rigol-Sanchez J.P., 2012, An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification, *ISPRS, J. Photogram. Remote Sens.*, **67**, 93-104.
41. Rwabahungu M. & Nintunze A., 2009, *Rapport sur l'étude d'actualisation de la base de données sur la situation des déplacés et des rapatriés encore dans les sites. Ministère de la Solidarité Nationale, du rapatriement des Réfugiés et de la Réintégration Sociale*, Bujumbura, 137 p.
42. Rwabahungu M., Niyonkuru D. & Bukobero L., 2013, Dégradation et prédation des boisements communaux avant, pendant et après la guerre au Burundi, *Vertigo*, **17**, 1-18.
43. Sako N., Beltrando G., Atta K. L., N'da H. D. & Brou H., 2013, Dynamique forestière et pression urbaine dans le Parc National du Banco (Abidjan, Côte d'Ivoire), *Vertigo*, **13**, 2, 1-23.
44. Sherrer B., 2007, *Biostatistique*. Volume 1, 2^{ème} édition. Gaëtan Morin Editeur, Montréal, 816 p.
45. Skupinski G., BinhTran D. & Weber C., 2009, Les images satellitaires Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain-cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France), *Eur. J. Geogr.*, **439**, 1-20.
46. Soucy-Gonthier N., Marceau D., Délage M., Cogliastro A., Domon G. & Bouchard A., 2003, *Détection de l'évolution des superficies forestières en Montérégie entre juin 1999 et août 2002 à partir d'images satellitaires TM*. Agence Forestière de la Montérégie, 29 p.

47. Soumare A., Diop P., Lahcen O., Bassene G., Duponnois R. & Ndoye I., 2013, Impact de *Eucalyptus camaldulensis* sur la diversité des Rhizobiums associés à *Acacia senegal* et *A. seyal* au Sénégal, *J. Appl. Biosci.*, **67**, 5183-5193.
48. Timms B.F., Hayes J. & Mccracken M., 2013. From deforestation to reforestation : applying the forest transition to the cockpit country of Jamaica, *Area*, **45**, 1, 77-97.
49. www.fao.org/docrep/004/x6804f/X6804F03.htm
50. www.unhcr.org.

F. Havyarimana, Burundais, PhD, Enseignant- chercheur, Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Bujumbura, Burundi.

I. Bamba, Ivoirien, PhD, Enseignant-chercheur, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

Y.S.S. Barima, Ivoirien, PhD, Enseignant-chercheur, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire.

T. Masharabu, Burundais, PhD, Enseignant- chercheur, Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Bujumbura, Burundi.

D. Nduwarugira, Burundais, PhD, Enseignant- chercheur Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Bujumbura, Burundi.

M.J. Bigendako, Burundais, PhD, Enseignant- chercheur, Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Bujumbura, Burundi.

A. Mama, Béninois, PhD, Enseignant- chercheur, Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques, Laboratoire d'Ecologie Appliquée, Cotonou, Bénin.

F. Bangirinama, Burundais, PhD, Enseignant- chercheur, Ecole Normale Supérieure, Bujumbura, Burundi.

C. De Cannière, Belge, PhD, Enseignant- chercheur, Université Libre de Bruxelles, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

J. Bogaert, Belge, PhD, Enseignant- chercheur, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.