

Cartographie par télédétection des milieux envahis par *Acacia mearnsii* De Wild. dans l'extrême Nord-Est algérien

Samir CHEKCHAKI¹
Arifa BEDDIAR¹
Mohamed Djalil ZAAFOUR²

¹ Université Badji Mokhtar Annaba
Laboratoire de biologie végétale
et environnement
BP 12, Annaba 23000
Algérie

² Université Badji Mokhtar Annaba
Laboratoire Sol et développement
durable
BP 12, Annaba 23000
Algérie

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Samir Chekchaki –
tchek08sam@hotmail.fr



Photo 1.
Vue d'ensemble de l'invasion de la forêt de Boumalek par *Acacia mearnsii*,
qui se repère par ses inflorescences jaunes.
Photo S. Chekchaki.

Doi : 10.19182/bft2020.343.a31835 – Droit d'auteur © 2020, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 29 décembre 2018 ;
date d'acceptation : 18 juin 2019 ; date de publication : 2 janvier 2020.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Chekchaki S., Beddiar A., Zaafour M. D., 2020. Cartographie par télédétection des milieux envahis par *Acacia mearnsii* De Wild. dans l'extrême Nord-Est algérien. Bois et Forêts des Tropiques, 343 : 5-16. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2020.343.a31835>

RÉSUMÉ

Cartographie par télédétection des milieux envahis par *Acacia mearnsii* De Wild. dans l'extrême Nord-Est algérien

Dans la région d'El Kala (extrême Nord-Est algérien), *Acacia mearnsii* De Wild. a été introduit lors des reboisements de 1970, en mélange à 20 % avec l'eucalyptus. Or, depuis quelques décennies, il est constaté un développement de taches d'invasion par cette espèce australienne dans cette même contrée du pays. L'utilisation d'outils tels qu'un système d'information géographique (SIG), avec des informations spatiales à jour, est nécessaire pour mieux comprendre l'invasion et identifier les écosystèmes potentiels à haut risque. Ainsi, le présent travail a été orienté vers la cartographie afin de procéder à l'étude de la répartition de l'invasion de cette espèce. Deux approches ont été adoptées, la première faisant appel aux données collectées sur le terrain et la seconde aux techniques de télédétection, en appliquant la méthode de classification supervisée sur une image Landsat 8. Les résultats obtenus par les deux méthodes montrent que la superficie envahie avoisine les 3 200 ha, répartis en quatre sites. La quasi-totalité de la surface envahie est occupée par l'eucalyptaie et la suberaie (respectivement 65,0 % et 17,9 % de la superficie totale). La classification de l'image satellite n'a permis de détecter que les paysages fortement envahis, tandis que la méthode des relevés effectués sur le terrain a permis de cartographier sa répartition totale. Toutefois, la superposition des deux cartes montre qu'elles sont majoritairement identiques ($0,90 \leq R \leq 1$). Pour conclure, l'utilisation des données spatialisées, couplées à des données ponctuelles (relevés de terrain), a permis, d'une part, de réduire les contraintes liées à la résolution de l'image Landsat et, d'autre part, de montrer l'importance des méthodologies basées sur les travaux de terrain.

Mots-clés : *Acacia mearnsii* De Wild., invasion, suberaie, Landsat, SIG, télédétection, Nord-Est algérien.

ABSTRACT

Mapping by remote sensing of areas invaded by *Acacia mearnsii* De Wild. in north-eastern Algeria

Acacia mearnsii De Wild. was introduced into the El Kala region (far north-east of Algeria) during reforestation programmes in the 1970s, in plantations with 20% eucalyptus. In the last few decades, increasingly invasive patches of this Australian acacia species have been observed in the same parts of the country. Tools such as a Geographic Information System (GIS) with up-to-date satellite data need to be used in order to better understand this invasion and identify potentially high-risk ecosystems. This study therefore used mapping tools to investigate the distribution of invasions by this species. Two approaches were applied, one based on data collected in the field and the other on remote sensing techniques, using the supervised classification method across a Landsat 8 image. The results from the two methods show that the species has invaded four sites with a total area of about 3,200 ha. The areas affected are occupied almost entirely by eucalyptus and cork oak forests (respectively 65.0% and 17.9% of the total). Classification across the satellite image could only show heavily invaded areas, whereas the field survey method made it possible to map the entire distribution of the invasion. However, when superimposed, the two maps were largely identical ($0.90 \leq R \leq 1$). To conclude, the use of satellite data coupled with field survey data reduced the constraints arising from Landsat image resolution while also demonstrating the importance of methods based on fieldwork.

Keywords: *Acacia mearnsii* De Wild., invasion, cork oak forest, Landsat, GIS, remote sensing, north-eastern Algeria.

RESUMEN

Cartografía por teledetección de las zonas invadidas por *Acacia mearnsii* De Wild. en el extremo nordeste argelino

En la región de El Kala (extremo del nordeste argelino), se introdujo *Acacia mearnsii* De Wild. durante las reforestaciones de 1970, mezclada al 20 % con eucalipto. Sin embargo, desde hace algunas décadas se ha constatado un desarrollo de manchas de invasión de esta especie australiana en esta misma región del país. Es necesario utilizar herramientas como un sistema de información geográfica (SIG) con datos espaciales al día para comprender mejor la invasión e identificar los ecosistemas potenciales de alto riesgo. Por ello, el presente trabajo utilizó métodos cartográficos para estudiar la distribución de la invasión de esta especie. Se utilizaron dos enfoques: el primero a partir de los datos recogidos sobre el terreno y el segundo mediante técnicas de teledetección, aplicando el método de clasificación supervisée en una imagen del Landsat 8. Los resultados obtenidos mediante ambos métodos muestran que la superficie invadida se acerca a las 3 200 ha, distribuidas en cuatro zonas. La casi totalidad de la superficie invadida está ocupada por eucaliptales y alcornoques (respectivamente 65,0 % y 17,9 % de la superficie total). La clasificación de la imagen de satélite solo permitió detectar los paisajes muy invadidos, mientras que el método de los mapas efectuados sobre el terreno permitió cartografiar su repartición total. Sin embargo, la superposición de ambos mapas muestra que son en su mayor parte idénticos ($0,90 \leq R \leq 1$). En conclusión, la utilización de datos espaciales, cotejados con datos puntuales (planos de terreno) permitieron, por un lado, reducir las limitaciones relacionadas con la resolución de la imagen Landsat y, por otro, mostrar la importancia de las metodologías basadas en los estudios de campo.

Palabras clave: *Acacia mearnsii* De Wild., invasión, alcornocal, Landsat, SIG, teledetección, nordeste argelino.

Introduction

Les espèces invasives constituent une menace majeure pour la biodiversité et les services écosystémiques (Mack *et al.*, 2000). Elles entraînent des changements sur l'état des nutriments du sol, le modèle communautaire et les interactions entre espèces, modifiant ainsi la structure de la végétation (Traveset et Richardson, 2006). Le caractère invasif d'une espèce est localement déterminé par ses interactions avec les autres composantes de l'écosystème envahi telles que l'absence des prédateurs naturels, la fragilité et la sensibilité du milieu. La biologie de la plante, son mode de reproduction, sa tolérance aux perturbations du milieu, sa capacité d'exploitation des ressources, sont des facteurs propres à l'espèce favorisant l'invasion.

Dans la région d'El Kala (Nord-Est algérien) renfermant un parc national classé réserve de la biosphère par l'Unesco depuis 1983, *Acacia mearnsii* De Wild. manifeste un comportement invasif. En effet, ces dernières décennies, cet arbre se développe d'une manière spectaculaire et menace l'avenir du parc (Beddiar *et al.*, 2012).

Il s'agit d'une espèce d'origine australienne de la famille des Mimosaceae, à croissance initiale rapide, qui, selon Wiersum (1991), atteint 3 m par an après 3-5 ans. C'est une espèce héliophile (Sherry, 1971) dont la durée de vie est relativement courte, d'environ 10 à 20 ans et pouvant atteindre les 40 ans dans des conditions très favorables (Searle, 2000). Sa reproduction est assurée par graines qui, après maturation, ne seront retenues sur l'arbre pas plus de deux à trois semaines (Midgley et Turnbull, 2003). Elle se fait également par rejets de souche (Wagner *et al.*, 1999).

Certains arbres fleurissent dès l'âge de 2 ans (Sherry, 1971). La floraison s'étale de mi-mars à fin mai en Algérie (obs. pers.). Les semences, au nombre de 66 000 à 110 000 par kilogramme (Duke, 1981), peuvent rester viables jusqu'à 50 ans (Searle, 2000).

L'invasion par cette espèce engendre une consommation accrue de l'eau, une acidification du sol et une augmentation du taux des nutriments, particulièrement l'azote, le phosphore, le potassium, le carbone et le manganèse (Musil et Midgley, 1990 ; Nyoka, 2003 ; Van der Waal, 2009).

Acacia mearnsii a été introduit lors du projet de reboisement industriel de 1970 à base d'*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. destiné à la production de pâte à papier. Il a été planté en mélange à 20 % avec ce dernier afin de rendre le sol plus fertile en raison de sa qualité d'arbre fixateur d'azote moléculaire (Searle, 1997) et permettre ainsi un bon démarrage de l'eucalyptus.

Au fil du temps, l'espèce australienne s'est étendue dans divers paysages (photo 1). Son expansion, en accord avec les observations de Tassin (2002), est due à son adaptation aux conditions climatiques difficiles (la longue saison sèche dans la région), sa croissance vigoureuse avec une phase juvénile courte, sa forte production de semences dotées d'une grande longévité, l'efficacité de sa dispersion par allochorie et barochorie, et à l'absence de prédateurs.

La gestion des espèces invasives nécessite une cartographie précise des zones fortement touchées (Hulme, 2003). En général, cette dernière est réalisée sur le terrain mais demande beaucoup de temps et comporte parfois des erreurs (Hiero *et al.*, 2005). De ce fait, les données de télédétection satellitaire sont des moyens privilégiés du fait de leur représentation spatialement explicite de la surface terrestre et de leurs caractéristiques spatiales, temporelles et spectrales (Bonan *et al.*, 2002). La disponibilité de données de télédétection et de techniques de traitement d'images satellitaires constitue un moyen rentable et rapide pour cartographier et surveiller les invasions, comme *Prosopis* spp. (Van den Berg *et al.*, 2013 ; Rembold *et al.*, 2015) ou *Ludwigia* spp. (Nicolas *et al.*, 2011).

L'objectif premier de ce travail était de réaliser une carte de répartition d'*A. mearnsii* à partir de relevés sur le terrain, suite à une prospection exhaustive de la zone d'étude. Le second objectif était d'évaluer et de comparer ces résultats à ceux générés par des méthodes automatisées de traitement d'images de télédétection.

Présentation de la zone d'étude

L'invasion par *A. mearnsii* a été observée par les services de la conservation des forêts à l'extrême Nord-Est algérien, dans la wilaya d'El Taref (figure 1). La zone d'étude est en grande partie située au sein du Parc national d'El Kala (PNEK) et couvre une superficie totale de 30 624 ha.

Selon Junqua (1954) *in* De Belair (1990), cette partie du territoire algérien possède un caractère biogéographique particulier. Le climat y est de type méditerranéen, pluvieux en hiver et sec en été. En effet, le quotient pluviométrique

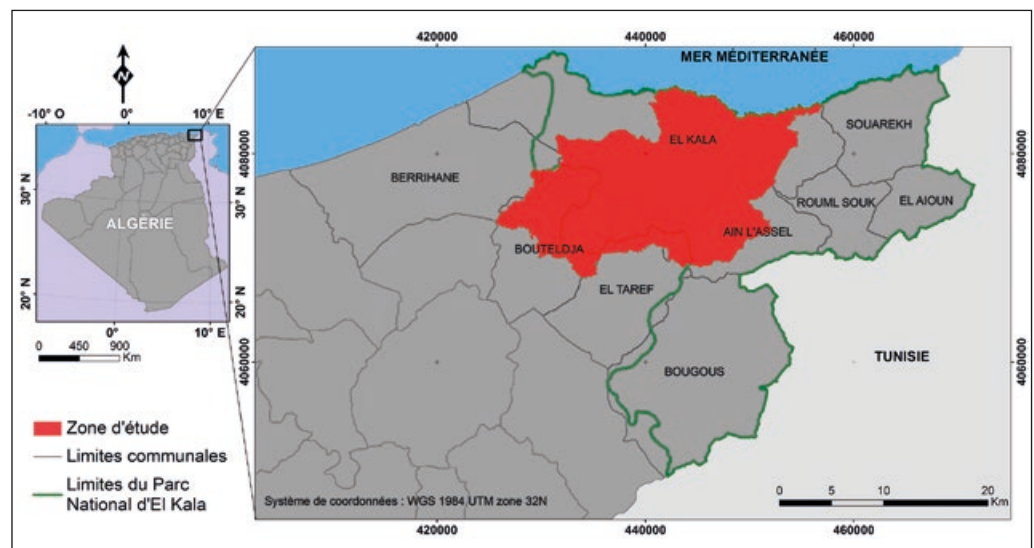


Figure 1.
Localisation de la zone d'étude.

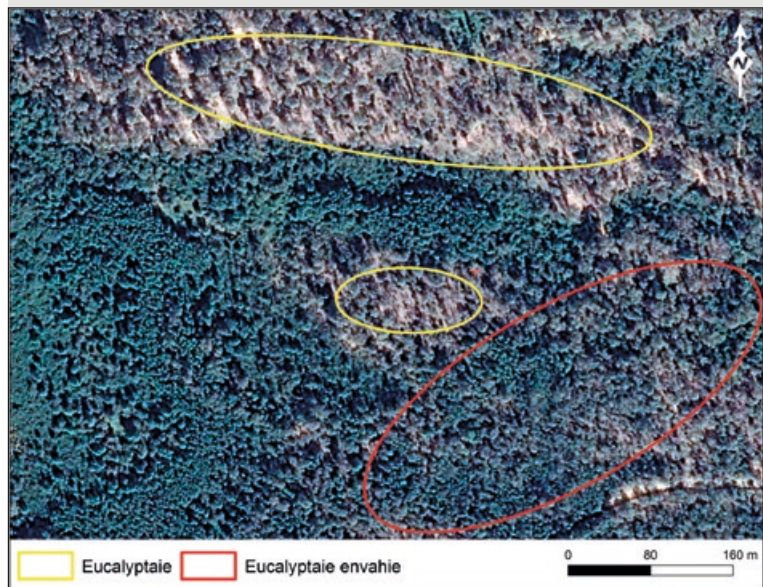


Figure 2.
Analyse de la mosaïque Google Earth
par photo-interprétation.

d'Emberger (1952) situe la région d'El Kala dans l'étage bioclimatique subhumide chaud, à la limite de l'étage humide. Les températures élevées de l'été et l'humidité relative de l'air, dépassant 75 %, se conjuguent pour créer ici et là une ambiance atmosphérique subtropicale. En revanche, les conditions climatiques hivernales définissent un climat tempéré semblable au climat des régions atlantiques, ce qui permet d'avancer que la région comporterait une poche relictuelle tropicale (De Belair, 1996). La végétation de la région d'El Kala semble se répartir en cinq principales séries (Thomas, 1975 ; Aouadi, 1989 ; De Belair, 1990) : la série de *Quercus suber*, la série de *Quercus canariensis*, la série de *Quercus coccifera*, la série de *Pinus pinaster* et la série de plantes de milieu humide. Leur répartition est due également à un relief contrasté qui juxtapose des dépressions et de hautes collines atteignant 1 200 m, formées par des substrats diversifiés. Les collines sont caractérisées par des grès et des argiles de Numidie, les dunes par des régosols et les dépressions par les alluvions et les colluvions (Marre, 1992). Cette répartition de la végétation est aussi due à une couverture pédologique selon une distribution de chaînes de sols dont l'évolution est sous l'influence des facteurs liés à la topographie, la végétation en surface et la roche mère en profondeur, donnant une très grande diversité morphologique (Durand, 1954).

Depuis la réalisation des plantations industrielles dans la région d'El Kala, l'eucalyptus occupe une importante superficie. Il se mélange parfois avec les maquis à chêneliège environnants en raison de sa parfaite acclimatation (Benyacoub et Chabi, 2000). *A. mearnsii* a d'abord colonisé les quelques mètres entre les rangs des plantations, puis s'est étendu, formant des taches irrégulières au sein de la zone d'étude.

Méthodes

Cartographie de la répartition de l'invasion par *A. mearnsii*

À l'aide de données ponctuelles

Afin de disposer d'une carte précise de la répartition d'*A. mearnsii* dans la zone d'étude, la méthode de prospection employée a consisté à effectuer des relevés de présence/absence de cette espèce.

Une prospection préliminaire de la région d'étude a été réalisée en mars 2014. Elle avait pour objectif de localiser les sites touchés par l'invasion. Les coordonnées géographiques des limites de chaque site ont été relevées au moyen d'un GPS.

À l'aide des systèmes d'information géographique (SIG), une maille de 30 m x 30 m a été superposée à une mosaïque d'images satellitaires à très haute résolution spatiale (1 m). En tant que source de données gratuites et ouvertes, ces images fournissent de vastes supports pour la cartographie traditionnelle de la couverture des sols et la vérification des résultats (Mering *et al.*, 2010).

Pour la réalisation de cette mosaïque, 704 extraits, pris à la même date du 08 juin 2016, ont été enregistrés selon des paramètres bien précis (altitude de visualisation de l'image, résolution de l'écran, nombre et répartition des points d'amer).

Chaque extrait a été géoréférencé en projection Transverse universelle de Mercator (UTM) zone 32 Nord, à l'aide de cinq points de calage, avec une erreur résiduelle ne dépassant pas 0,05 m. Les extraits ont été assemblés en une image vouée à servir de support analysable par photo-interprétation (figure 2).

Les prospections se sont déroulées durant trois années successives (de 2014 à 2016), à une période très favorable à l'identification d'*A. mearnsii*, entre mi-mars et fin mai. Ces observations ont été réalisées aléatoirement au sein de milieux homogènes (suberaie, eucalyptaie, maquis à strate arborée dense, maquis haut, maquis bas, pelouse). La présence ou l'absence de l'acacia a été notée et cartographiée tous les 30 m, ainsi que le type de milieu dominant, aboutissant à huit classes identifiées comme étant envahies.

À l'aide de données spatiales

Cette méthode permet de cartographier non seulement les milieux envahis, mais aussi les milieux vierges. Elle comporte trois étapes : 1) prétraitement de l'image satellite, 2) classification supervisée de l'image, 3) validation du résultat.

Nous avons exploité une image multispectrale issue du satellite Landsat 8, muni du capteur OLI (*Operational Land Imager*) et TIRS (*Thermal InfraRedSensor*). La scène 198/37 a été prise le 08 juin 2016 (niveau de traitement L1T).

Ce choix a été opéré sur la base de plusieurs critères dont le plus pertinent est la richesse spectrale favorable du capteur (11 bandes), en raison de la nature de l'occupation du sol à cartographier (couvert végétal).

Certaines couches d'information ont été utilisées afin de nous orienter dans le choix des parcelles d'entraînement pour la classification, et des parcelles tests retenues pour la validation.

Tableau I.
 Superficies et pourcentages des sites envahis par *Acacia mearnsii*.

	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Autres
Superficie des sites envahis (ha)	1 117	1 099,5	505	430	70
Pourcentage des sites envahis (%)	34,7	34,1	15,7	13,3	2,2

Prétraitement de l'image satellite

Les prétraitements réalisés sur l'image Landsat ont consisté en une correction atmosphérique pour réduire les effets perturbateurs de l'atmosphère et la création des néocanaux afin d'améliorer la précision de la classification de l'image satellite. Ces derniers sont issus d'une analyse en composantes principales (ACP) appliquée sur l'image (bandes 2 à 7), et du calcul de l'indice de végétation NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*).

Classification supervisée de l'image

La méthode de classification supervisée retenue est celle par maximum de vraisemblance, algorithme de classification le plus largement utilisé (Hagner et Reese, 2007).

Une légende regroupant 18 classes a été définie d'après nos propres observations sur le terrain et grâce à la carte de délimitation des biotopes de Benyacoub et Chabi (2000), ainsi qu'à celle de la végétation des bassins versants des lacs Tonga et Oubeira de De Belair (1990). Des échantillons homogènes et représentatifs pour chaque type d'occupation du sol ont été sélectionnés sur l'image, un groupe étant destiné à l'établissement des signatures spectrales, et un autre groupe servant à la validation des résultats. Seules l'eucalyptaie et la suberaie ont été choisies pour représenter l'invasion. Les faibles superficies qu'occupent les autres milieux envahis par *A. mearnsii* rendent difficile l'élaboration de parcelles d'entraînement. Comme le stipulent Girard et Girard (1999), chaque noyau doit avoir un effectif de plus de 200 pixels afin de définir les populations potentielles à partir desquelles s'effectuera la classification.

Validation du résultat

La validation de la classification de l'image satellite a été évaluée par l'examen de la matrice de confusion, élaborée à partir des parcelles tests. Certaines statistiques, incluant la précision globale, la précision « utilisateur » et « producteur », les erreurs d'omission et de commission ainsi que le coefficient Kappa (entre 0 et 1), ont été dérivées de la matrice.

Une phase de photo-interprétation de l'image *Google Earth* en post-traitement a été conduite afin de supprimer des erreurs et d'améliorer le résultat obtenu, comme l'ont souligné Eisfelder *et al.* (2009).

Comparaison entre les méthodes de détection de l'espèce invasive

La comparaison des données obtenues par les deux méthodes a été effectuée en superposant les deux cartes de répartition d'*A. mearnsii* afin de définir les espaces envahis, détectés par les deux méthodes réunies, et ceux détectés séparément. Un traitement statistique a aussi été effectué en utilisant le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson.

Résultats

Cartes de répartition de l'invasion

La figure 3, qui représente la répartition d'*A. mearnsii* dans la zone d'étude, montre que, sur une superficie totale de 30 624 ha, 10 % (soit 3 221,5 ha) sont envahis par cette espèce. Quelques taches d'invasion isolées ont été enregistrées ; néanmoins, de fortes concentrations ont été notées dans quatre sites distincts (tableau I).

Il apparaît, selon chacun des sites répertoriés, et sur une échelle réduite (figure 4), que *A. mearnsii* occupe une grande superficie des eucalyptaies et des suberaies (respectivement 65,0 % et 17,9 % des surfaces envahies).

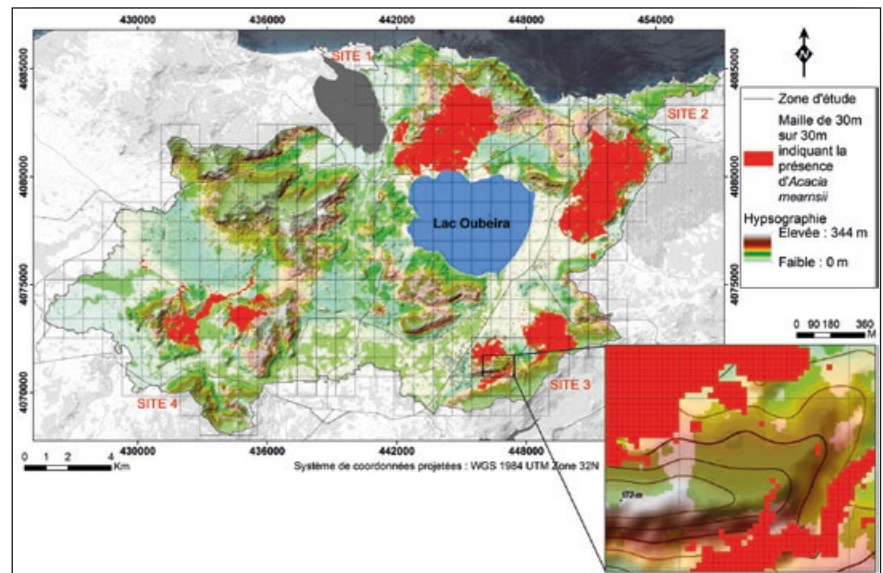


Figure 3.
 Carte de répartition et localisation des quatre principaux sites d'invasion par *Acacia mearnsii*.

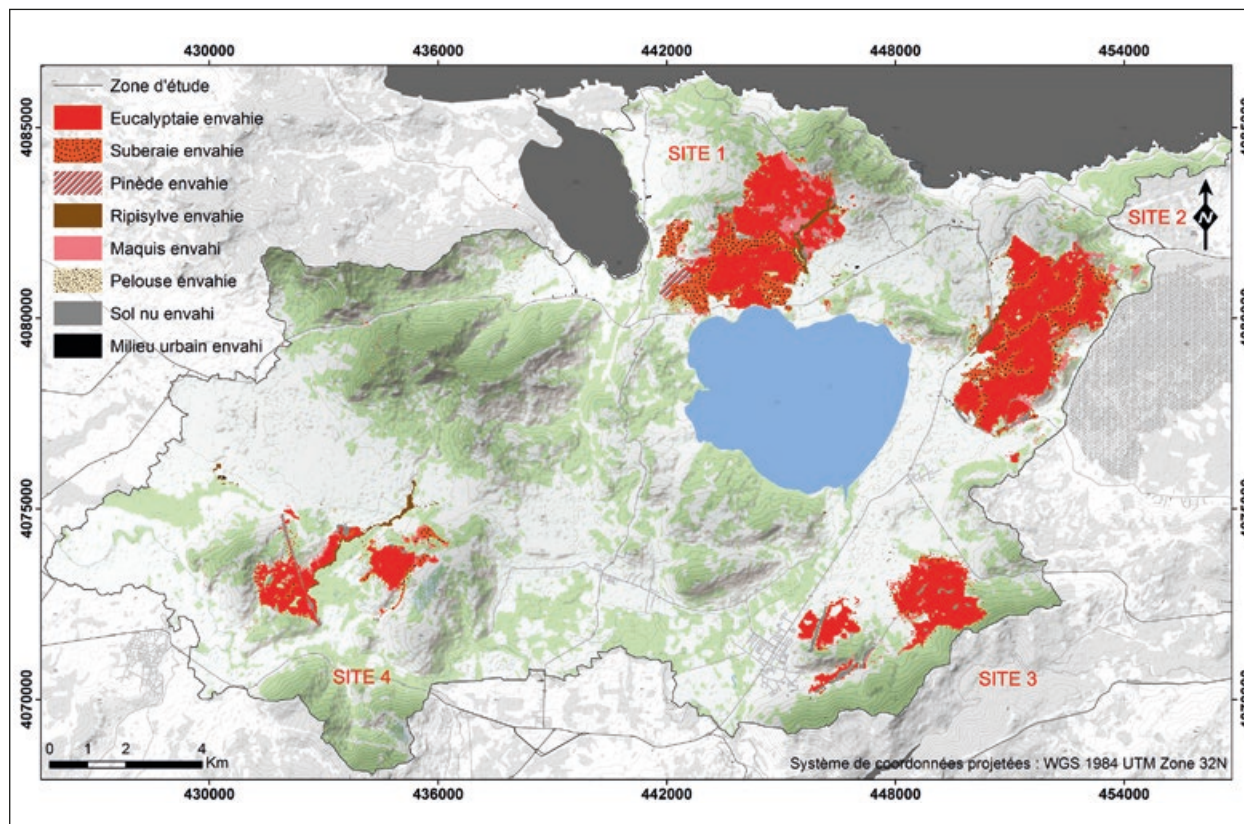
Tableau II.

Superficies et pourcentages des types d'occupation du sol envahis par *Acacia mearnsii* dans chaque site, par relevés de terrain.

Milieux envahis	Superficie (ha)					Pourcentage de la superficie totale (%)
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Autres	
Eucalyptaie	637,9	750	406,5	285	13,6	65
Suberaie avec sous-bois	276	229,7	14,9	46,9	7,5	17,9
Pinède	33,8	0	0	0	0,2	1
Ripisylve	25,8	10	0	25,7	7	2,1
Maquis	95,5	57,4	31,7	41	16	7,5
Pelouse	8	15,8	15	8,4	7,3	1,7
Sol nu	40	36,3	36,9	23	5,2	4,4
Milieu urbain	0	0,3	0	0	13,2	0,4

Sur une superficie totale de 3 221,5 ha, en tenant compte du pourcentage d'invasion le plus élevé, le site 1 est le plus envahi par cette espèce (photo 2) avec 30,5 % répartis dans les eucalyptaies et 48 % répartis dans les suberaies.

Sur le même périmètre zonal, *A. mearnsii* a également proliféré vers certains milieux différents tels que des pinèdes, des ripisylves, des maquis, des pelouses, des sols nus, ainsi que des milieux urbains (tableau II).

**Figure 4.**

Carte des zones concurrencées par *Acacia mearnsii*.



Photo 2.
 Une eucalyptaie de la région d'étude envahie par *Acacia mearnsii*.
 Photo S. Chekchaki.

Cependant, les deux classes qui nous intéressent, l'eucalyptaie et la suberaie envahies, occupent respectivement 5,7 % et 1,1 % de la totalité des quatre sites répertoriés (tableau III).

Concernant la validation de la carte (tableau IV), le coefficient Kappa a une valeur de 0,91. La précision globale de la classification est de 93,02 %. De plus, la précision de l'utilisateur de la classe « eucalyptaie envahie » et de la classe « suberaie envahie » est, respectivement, de 96,55 et de 99,04 % (soit 3,45 % et 0,96 % d'erreurs de commission). La précision du producteur est de 95,72 % et 81,96 %, respectivement (soit 4,28 % et 18,04 % d'erreurs d'omission).

D'après la classification supervisée de l'image Landsat (figure 5), la région apparaît selon une vocation agricole, 23 % de la superficie totale étant occupés par la culture maraîchère. Malgré cela, la suberaie avec sous-bois ainsi que les maquis à strate arborée dense et claire reflètent bien la dimension naturelle du PNEK, puisqu'ils représentent à eux seuls 35 % de la superficie totale, soit 10 802,6 ha.

Superposition des résultats obtenus

En procédant à la superposition des cartes produites (figure 6), nous avons relevé un écart de marge, d'où la différence entre l'étude relevée sur le terrain et la classification supervisée de l'image satellitaire (respectivement 2 668 ha enregistrés comme étant envahis, contre 2 120,9 ha).

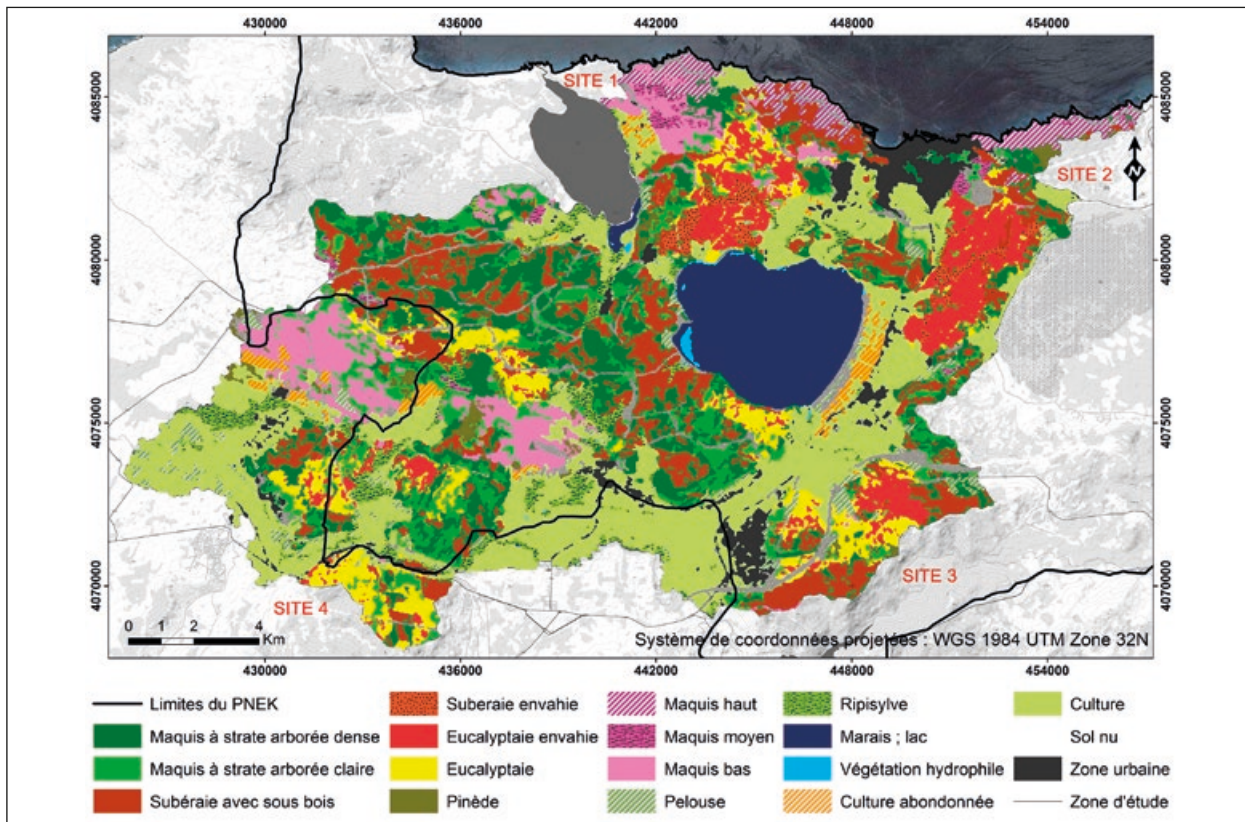


Figure 5.
 Carte d'occupation du sol de la zone d'étude.

Tableau III.

Superficies et pourcentages des eucalyptaires et suberaies envahies par *Acacia mearnsii* dans chaque site, par analyse d'image satellite Landsat.

Milieux envahis	Superficie (ha)					Pourcentage de la superficie totale (%)
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Autres	
Eucalyptaie	486,7	730,3	268,2	152	140,4	83,8
Suberaie avec sous-bois	187,7	119,9	11	11,1	13,6	16,2

Tableau IV.

Extrait de la matrice de confusion de la classification supervisée de l'image satellite Landsat 8 de l'année 2016 (en pourcentage) : MAC : maquis à strate arborée claire ; MAD : maquis à strate arborée dense ; SB : suberaie avec sous-bois ; EU : eucalyptaie ; SBE : suberaie envahie ; EUE : eucalyptaie envahie ; Pr. Ut. : précision de l'utilisateur ; Pr. Pro. : précision du producteur ; Er. C. : erreurs de commission ; Er. Om. : erreurs d'omission.

Classes	Vérité terrain						Pr. Ut. (%)	Er. C. (%)
	MAC	MAD	SB	EU	SBE	EUE		
MAC	81,22	14,03	0	0	0	0,67	73,84	26,16
MAD	14,88	69,71	15,69	0,72	1,33	0	60,42	39,58
SB	0,98	16,26	82,77	0	16,45	0	79,65	20,35
EU	0,24	0	0	86,33	0	3,33	86,96	13,04
SBE	0	0	0	0	81,96	0,29	99,04	0,96
EUE	0	0	0	12,59	0,27	95,72	96,55	3,45
Pr. Pro. (%)	81,22	69,71	82,77	86,33	81,96	95,72		
Er. Om. (%)	18,78	30,29	17,23	13,67	18,04	4,28		

Cependant, d'après la figure 7, nous constatons que les résultats évoluent dans le même sens. En effet, il existe des corrélations fortes ($0,90 \leq R \leq 1$) entre les deux méthodes étudiées et l'invasion de l'eucalyptaie, de la suberaie ainsi que de la totalité de l'espace envahi ($R = 0,91$; $R = 0,98$; $R = 0,94$, respectivement).

Discussion

Il existe dans le Nord-Est algérien quelque 18 000 ha d'eucalyptus établis entre 1958 et 1963, desquels une grande partie a dépéri suite aux attaques cryptogamiques, bactériennes et parasitaires. Suite à ce dépérissement, il y a eu l'introduction des acacias en mélange à 20 % avec l'eucalyptus vers les années 1970 pour assurer un bon démarrage de l'eucalyptus, de par sa qualité d'arbre fixateur d'azote N_2 et aussi dans le but de créer une association végétale australienne, l'eucalyptus acceptant dans son voisinage la présence des acacias (Beddiar *et al.*, 2012). Cette espèce s'est répandue et couvre actuellement plus de 3 200 ha, envahissant la quasi-totalité de l'étendue occupée par l'eucalyptaie et la suberaie (figure 4). Ceci serait la conséquence des perturbations d'ordre naturel et anthropique (dont la coupe illicite d'arbres et les actes de pyromanie) (photo 3). Il est à noter que la

région, étant située sur la façade méditerranéenne, comporte certaines espèces inflammables (Ubeda *et al.*, 2006). En effet, la wilaya d'El Taref a enregistré à elle seule 51 192,90 ha de forêts incendiées de 1990 à 2000, avec 1 503 départs de feu enregistrés à cette époque, d'après les données de la Direction générale des forêts (1992) et de Benderradji *et al.* (2004). Comme le souligne Tassin (2002), ces conditions aggravantes rendent l'invasion par *A. mearnsii* latente, voire imminente.

La gestion des espèces invasives nécessite des documents de référence toujours plus précis et exhaustifs. L'État a donc besoin d'un outil de gestion tel qu'un SIG avec des informations spatiales à jour pour mieux comprendre l'invasion et identifier les écosystèmes potentiels à haut risque.

L'analyse de ces informations spatiales va permettre de mettre en évidence les taches qui représentent une source de contamination et de comprendre comment l'espèce se propage dans la région d'étude.

Bien que ni la classification de l'image Landsat 8, ni la carte réalisée à l'aide des relevés sur le terrain et par photo-interprétation ne puissent être considérées comme des représentations exactes à 100 % de la distribution d'*A. mearnsii* dans la région d'étude, elles ont fourni des informations sur sa répartition et constituent une première étape vers la création de produits plus précis pour une gestion de l'invasion.

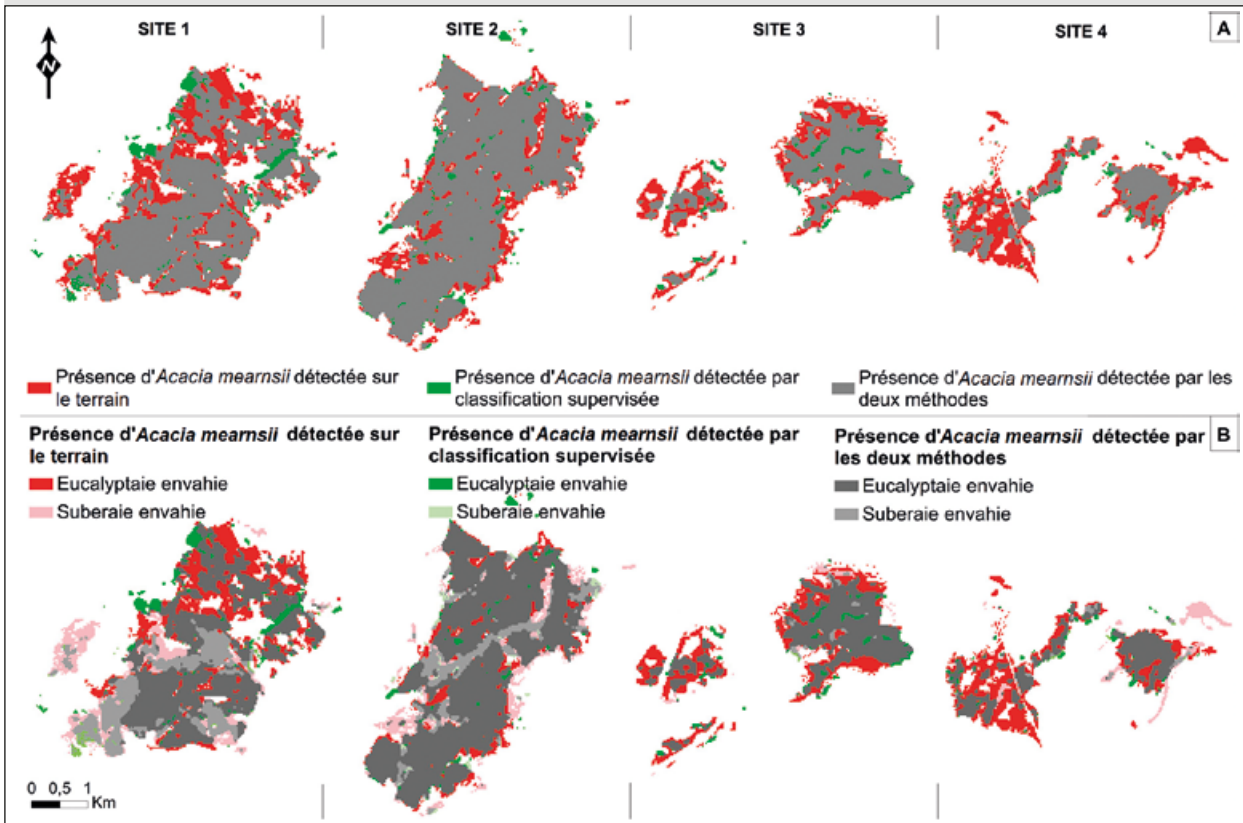


Figure 6.
 Carte des différences entre les deux méthodes de détection d'*Acacia mearnsii*
 (A : invasion totale ; B : invasion de l'eucalyptaie et de la suberaie).

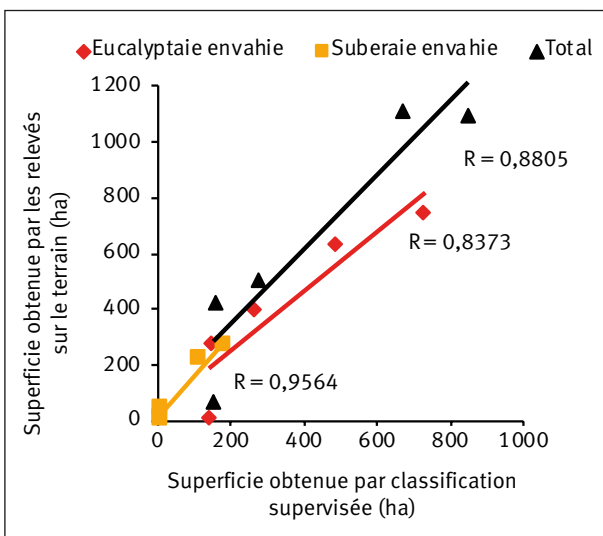


Figure 7.
 Comparaison des deux méthodes de détection de l'invasion par *Acacia mearnsii*.

Dans la présente étude, la photo-interprétation de l'image *Google Earth* à très haute résolution nous a permis d'inclure les bases d'un diagnostic paysager, ce qui nous a orientés vers un suivi analytique. Cela nous a également permis d'inclure une échelle de transition relative aux données de terrain et de l'image Landsat 8. De plus, elle a permis d'améliorer considérablement la cartographie finale de la classification de l'image satellite (figure 5). En effet, nous avons constaté que la précision globale de la classification de l'image est très fiable (93,02 %) et que le coefficient Kappa (91 %) montre une parfaite concordance entre les parcelles d'entraînement et les parcelles destinées au test. Ce schéma de superposition est l'aboutissement d'une excellente validation selon l'échelle de Monserud et Leemans (1992).

Cependant, la précision de l'utilisateur et celle du producteur, pour les deux classes représentant l'invasion dans la zone d'étude, indiquent de petites imprécisions entre classes envahies et non envahies (figure 6). Ces résultats justifient une des raisons pour lesquelles la superficie de l'invasion de ces classes est inférieure à celle enregistrée par la méthode des relevés effectués sur le terrain. Le taux de recouvrement de l'espèce invasive serait un autre raison de cet écart cartographique. En effet, la résolution spatiale de l'image satellite Landsat 8 s'est révélée adaptée pour cartographier les étendues réellement envahies par *A. mearnsii*,



Photo 3.
Régénération de plantules d'*Acacia mearnsii* dans une eucalyptaie après le passage d'un incendie.
Photo S. Chekchaki.

et ayant un caractère structurel homogène. Cependant, elle a été incapable de détecter les taches et les pieds isolés de l'espèce, puisque d'après O'Neill *et al.* (1996) la résolution spatiale devrait être au moins deux à cinq fois plus petite que les objets visés. Ainsi, la précision augmente en fonction de la taille des taches et diminue suivant le processus de l'hétérogénéité (Smith *et al.*, 2003). En d'autres termes, un pixel qui contient 80 % d'eucalyptus, 15 % d'acacia et 5 % de sol nu est marqué comme eucalyptus et contribue donc à une perte de l'information, comme le relèvent Ju *et al.* (2003). De ce fait, cette résolution s'est avérée inadéquate avec les dimensions des objets à cartographier, contrainte qu'a également rencontrée Van den Berg (2010).

Cependant, la moyenne résolution de ce capteur satellite peut être jugée satisfaisante. En effet, d'après Hulme (2003), des résolutions trop grossières tendraient à surestimer l'extension de l'invasion et échoueraient à décrire de façon adéquate la structure spatiale des invasions, tandis que des échelles trop fines ne permettraient pas d'avoir une vue d'ensemble de l'invasion et seraient trop coûteuses.

De ce fait, la perte d'information a été compensée par le travail fastidieux effectué sur le terrain. Les résultats obtenus par cette méthode ont permis de mettre en avant l'importance des informations collectées, avant d'entamer tout projet cartographique.

Nous comprenons pourquoi Rocchini *et al.* (2005) avaient estimé que les méthodes de télédétection visent à compléter plutôt qu'à remplacer les méthodologies basées sur les travaux de terrain. En effet, la méthode des relevés sur le terrain a été plus fiable et a permis de détecter d'autres paysages envahis par l'espèce (figure 4), dont la superficie totale avoisine les 550 ha.

De plus, elle a permis de signaler les micro-taches d'*A. mearnsii* dispersées aux alentours de chaque site, d'où les différences enregistrées lors de la comparaison entre les deux méthodes (figure 6). Toutefois, les deux cartes de répartition de l'espèce obtenues restent majoritairement identiques, à quelques exceptions près. Les superficies obtenues sont presque similaires. Il existe de fortes corrélations entre les deux méthodes étudiées, d'après le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson (R) dont la valeur avoisine le 1 (figure 7).

Conclusion

L'utilisation des données spatialisées, couplées à des données ponctuelles (relevés de terrain), a permis de cartographier la répartition d'*A. mearnsii* dans la région d'El Kala.

L'espèce est essentiellement présente dans des eucalyptaies ainsi que dans des suberaies dégradées, au sein de quatre sites bien distincts. L'utilisation de l'image issue du capteur OLI du satellite Landsat 8 a permis de détecter et de cartographier les paysages fortement envahis par *A. mearnsii*.

La méthode des relevés effectués sur le terrain a permis de cartographier la répartition totale de l'espèce invasive dans la zone d'étude. De plus, la photo-interprétation de l'image *Google Earth* à très haute résolution spatiale a permis d'accéder aux petites formes et ainsi de corriger en post-traitement les erreurs engendrées lors de la classification automatique de l'image Landsat. Cette dernière a pu compléter et justifier les résultats obtenus sur le terrain.

Cette complémentarité entre les deux méthodes a donc permis non seulement de réduire les contraintes liées à la résolution des images Landsat, mais aussi de montrer l'importance des méthodologies basées sur les travaux de terrain.

Références bibliographiques

- Aouadi H., 1989. La végétation de l'Algérie nord-orientale : histoire des influences anthropiques et cartographie à 1/200 000. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble, France, 108 p. <http://www.theses.fr/1989GRE10119>
- Beddiar A., Adouane M., Merabet A., Boudiaf I., 2012. Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) menacé par les acacias introduits dans le Parc National d'El Kala (Nord-Est algérien). Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bulletin, 76 : 1-4. https://www.iobc-wprs.org/members/shop_en.cfm?mod_Shop_detail_produkte=35
- Benderradji M., Alatou D., Arfa A., 2004. Bilan des incendies de forêt dans l'extrême Nord-Est algérien : le cas de Skikda, Annaba et El-Taref. NewMedit, 3(2):35-41. https://newmedit.iamb.it/edizioni_new_medit,229,229,2004,10,135,bilan-des-incendies-de-for%C3%AAt-dans-lext%C3%AAnord-est-algerien:-le-cas-de-skikda-annaba-et-el-tarf.htm
- Benyacoub S., Chabi Y., 2000. Diagnose écologique de l'avifaune du Parc National d'El Kala. Synthèse : publication de l'Université d'Annaba, Revue des Sciences et de la Technologie, Algérie, 7 : 95 p. <http://www.univ-annaba.org/~dpu-bma/index.htm/files/Synthese%20N07.pdf>
- Bonan G. B., Levis S., Kergoat L., Oleson K. W., 2002. Landscapes as patches of plant functional types: An integrating concept for climate and ecosystem models. Global Biogeochemical Cycles, 16 (2): 5-23. <https://doi.org/10.1029/2000gb001360>
- De Belair G., 1990. Structure, fonctionnement et perspective de gestion de quatre éco-complexes lacustres et marécageux (El Kala, Algérie), extrême Numidie Orientale. Thèse de doctorat, USTL Montpellier II, France, 193 p. + annexes.
- De Belair G., 1996. Une poche phytogénétique tropicale relictuelle : la Numidie algérienne. Communication présentée au séminaire national sur la biodiversité phytogénétique à l'Université de Constantine, Algérie, 8 p.
- Direction générale des forêts (DGF), 1992. Bilan décennal des incendies de forêts en Algérie (1992-2002). Ministère de l'Agriculture, Algérie, 11 p.
- Duke J. A., 1981. Handbook of legumes of world economic importance. New York and London, Plenum Press, 345 p.
- Durand J. H., 1954. Les sols d'Algérie. Gouvernement général de l'Algérie, Direction du Service de Colonisation et l'Hydraulique, Service des Études Scientifiques, Pédologie, Algérie, 2 (4), 244 p.
- Eisfelder C., Kraus T., Bock M., Werner M., Buchroither M. F., Strunz G., 2009. Towards automated forest-type mapping-a service within GSE Forest Monitoring based on SPOT5 and IKONOS data. International Journal of Remote Sensing, 30 (19): 5015-5038. <https://doi.org/10.1080/01431160903022886>
- Emberger L., 1952. Sur le quotient pluviothermique. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, 234 : 2508-25311.
- Girard M.-C., Girard C. M., 1999. Traitement des données de télédétection. Paris, France, Dunod, 529 p.
- Hagner O., Reese H., 2007. A method for calibrated maximum likelihood classification of forest types. Remote Sensing of Environment, 110 (4): 438-444. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.08.017>
- Hierro J. L., Maron J. L., Callaway R. M., 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. Journal of Ecology, 93 (1): 5-15. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x>
- Hulme P., 2003. Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war. Oryx, 37 (2): 178-193. <https://doi.org/10.1017/s003060530300036x>
- Junqua C., 1954. À propos de l'*Hydrocirus columbiae* S. et de l'intérêt biogéographique de la Calle. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle d'Afrique du Nord, 45 (7-8) : 318-322.
- Ju J., Kolaczyk E. D., Gopal S., 2003. Gaussian mixture discriminant analysis and sub-pixel land cover characterization in remote sensing. Remote Sensing of Environment, 84 (4): 550-560. [https://doi.org/10.1016/s0034-4257\(02\)00172-4](https://doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00172-4)
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evans H., Clout M., Bazzaz A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. Ecological Applications, 10 (3): 689-710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:bicegc\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:bicegc]2.0.co;2)
- Marre A., 1992. Le Tell oriental algérien : de Collo à la frontière tunisienne. Étude géomorphologique. Alger, Algérie, Office des Publications Universitaires, 2, 624 p.
- Mering C., Baro J., Upegui E., 2010. Retrieving urban areas on Google Earth images: Application to towns of West Africa. International Journal of Remote Sensing, 31 (22): 5867-5877. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512311>
- Midgley S. J., Turnbull J. W., 2003. Domestication and use of Australian acacias: an overview. Australian Systematic Botany, 16 (1): 89-102. <https://doi.org/10.1071/sb01038>
- Monserud R., Leemans R., 1992. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. Ecological Modelling, 62 (4): 275-293. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90003-w](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90003-w)
- Musil C. F., Midgley G. F., 1990. The relative impact of invasive Australian acacias, fire and season on the soil chemical status of a sand plain lowland fynbos community. South African Journal of Botany, 56 (4): 419-427. [https://doi.org/10.1016/s0254-6299\(16\)31036-5](https://doi.org/10.1016/s0254-6299(16)31036-5)
- Nicolas H., Martin S., Bottner B., Haury J., 2011. Mapping and monitoring of an aquatic invasive plant (*Ludwigia grandiflora*) with multispectral remote sensing in a large wetland in west of France. 3rd International Symposium on Weeds and Invasive Plants, Ascona, Switzerland, October 2-7, 105 p. <https://prodnra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice:295098>

Nyoka B. I., 2003. Biosecurity in Forestry: A Case Study on the Status of Invasive Forest Trees Species in Southern Africa. Rome, Italy, FAO, Forestry Department, Forest Bios-ecurity Working Paper FBS/1E (unpublished). <http://www.fao.org/3/AC846E/AC846E00.htm>

O'Neill R. V., Hunsaker C. T., Timmins S. P., Jackson B. L., Jones K. B., Riitters K. H., *et al.*, 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology*, 11 (3): 169-180. <https://doi.org/10.1007/bf02447515>

Rembold F., Leonardi U., Ng W.-T., Gadain H., Meroni M., Atzberger C., 2015. Mapping areas invaded by *Prosopis juliflora* in Somaliland on Landsat 8 imagery. *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems and Hydrology XVII*, Proceedings of SPIE, vol. 9637, 963723-1. <https://doi.org/10.1117/12.2193133>

Rocchini D., Butini S. A., Chiarucci A., 2005. Maximizing plant species inventory efficiency by means of remotely sensed spectral distances. *Global Ecology and Biogeography*, 14 (5): 431-437. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2005.00169.x>

Searle S. D., 1997. *Acacia mearnsii* De Wild. (Black Wattle) in Australia. In: Brown A. G., Ho C. K. (eds). *Black wattle and its utilization*. Wagga Wagga, Australia, Rural Industries Research and Development Corporation, 1-12.

Searle S. D., 2000. Black wattle (*Acacia mearnsii*) for farm forestry. Melbourne, Australia, Department of Natural Resources and Environment, 18 p.

Sherry S. P., 1971. The Black Wattle (*Acacia mearnsii* De Wild.). Pietermaritzburg, South Africa, University of Natal Press, 402 p.

Smith J. H., Stehman S. V., Wickham J. D., Yang L., 2003. Effect of landscape characteristics on land-cover class accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 84 (3): 342-349. [https://doi.org/10.1016/s0034-4257\(02\)00126-8](https://doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00126-8)

Tassin J., 2002. Dynamique et conséquences de l'invasion des paysages agricoles des Hauts de la Réunion par *Acacia mearnsii* De Wild. Thèse de doctorat, Université Toulouse III, Paul Sabatier, France, 215 p. <https://agritrop.cirad.fr/510971/>

Thomas J.-P., 1975. Écologie et dynamisme de la végétation des dunes littorales et des terrasses sableuses quaternaires de Jijel à El Kala (Est algérien). Thèse de spécialité en écologie végétale, Université des sciences et techniques de Montpellier, France, 113 p.

Traveset A., Richardson D. M., 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 (4): 208-216. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.01.006>

Ubeda X., Outeiro L. R., Sala M., 2006. Vegetation regrowth after a differential intensity forest fire in a Mediterranean environment, northeast Spain. *Land Degradation and Development*, 17 (4): 429-440. <https://doi.org/10.1002/ldr.748>

Van den Berg E. C., 2010. Detection, quantification and monitoring *Prosopis* spp. in the Northern Cape Province of South Africa using remote sensing and GIS. Potchefstroom Campus of the North-West University, 151 p. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/>

Van den Berg E. C., Kotze I., Beukes H., 2013. Detection, quantification and monitoring of *Prosopis* in the Northern Cape Province of South Africa using remote sensing and GIS. *South African Journal of Geomatics*, 2 (2): 68-81. <https://www.ajol.info/index.php/sajg/article/view-File/106983/96891>

Van der Waal B. W., 2009. The influence of *Acacia mearnsii* invasion on soil properties in the Kouga mountains, Eastern Cape, South Africa. Rhodes University, South Africa, 87 p.

Wagner W. L., Herbst D. R., Sohmer S. H., 1999. *Manual of the Flowering Plants of Hawai*. Revised edition. Honolulu, USA, University of Hawai Press, 907 p.

Wiersum K. F., 1991. *Acacia mearnsii* De Wild. In: Lemmens R. H. M. J., Wulijarni-Soetjijto N. (eds). *Plant Resources of South-East Asia*, n° 3. Dye and Tannin-producing plants. Wageningen, The Netherlands, Pudoc, 41-45. <https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.1991.tb01289.x>

Chekchaki *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	S. Chekchaki, A. Beddiar, M. D. Zaafour
Enquête et investigation	S. Chekchaki, M. D. Zaafour
Méthodologie	S. Chekchaki
Supervision	A. Beddiar, S. Chekchaki
Validation	A. Beddiar
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	S. Chekchaki
Écriture – Révision et édition	S. Chekchaki, A. Beddiar

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X