



Lutte contre la flore envahissante sur le littoral : évaluation de l'efficacité par des expériences pilotes




GOBIERNO DE ESPAÑA
Cooperación Transfronteriza
 España Fronteriza Euzkidea



Unión Europea
 Fondo Europeo de Desarrollo Regional
 Iniciativa de Empleo Juvenil



JUNTA DE LABOZUELA
 GOBIERNO DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE LABOZUELA



**Lutte contre la flore
envahissante sur le littoral :
évaluation de l'efficacité par
des expériences pilotes**

ÉDITION :

Ministère régional de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire. Junta de Andalucía.

Auteurs :

Juan García-de-Lomas, Elías D. Dana, David M. García-Ocaña, Vanesa Gámez, Antonio Romero, José García-Morilla, David Gimeno, José L. Caparrós y Guillermo Ceballos.

Remerciements :

A toutes les personnes ayant soutenu la conception, la planification et l'exécution des travaux, spécialement à Emilio Retamosa, José Manuel Quero, José Manuel López, Antonio Gómez, José M. García, Javier Galindo, Lorenzo Carrascosa, Ana M^a Pello, Luis Canedo, Antonio M. Leiva, Cecilio Compán, Francisco Ortiz, Jose Antonio Viciana, Sebastián Amate, Jesús T. Hernández, Francisco Braza, Miguel Pérez, Francisco A. Rivera, José M^a Sánchez et José Santos ainsi qu'à Vicente Del-toro et Jason Ferrell qui ont mutualisé leurs expériences concernant l'enrayement de ces espèces dans d'autres régions. Merci pour les efforts réalisés pour que ce travail puisse être couronné de succès.

Nous tenons à remercier également tous les opérateurs impliqués dans l'exécution des travaux, qui ont su s'adapter aux différentes méthodologies testées.

Ce travail a été réalisé à l'initiative de la Direction Générale de Gestion du Milieu Naturel.

Photographies :

Archives du ministère régional de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire.

Éco-impression.

Dépôt légal : SE-1678-2014



Sommaire

1. Introduction et objectifs	3
2. Tests à échelle pilote : prévenir l'amplification des erreurs	5
3. Indicateurs utilisés pour évaluer l'adéquation de la méthode	6
3.1. Comment déterminer l'ampleur des actions en fonction du degré de colonisation	7
3.2. Ressources nécessaires pour mener une action d'élimination d'espèces exotiques envahissantes	8
3.3. Indicateurs du coût	9
3.4. Indicateurs d'efficacité	11
3.5. Indicateurs de reconstitution de l'écosystème indigène	12
3.5.1. Communauté végétale	13
3.5.2. Communauté d'arthropodes terrestres errants	15
3.5.3. Analyse statistique	16
3.6. Autres aspects de l'efficacité et de la reconstitution : Époque de l'action	18
4. Considérations d'ordre général sur les actions	20
4.1. Signalisation et isolement de la zone d'action	20
4.2. S'adapter à toutes les éventualités : disponibilité du personnel et phénomènes climatiques	21
4.3. Étapes et méthodologies générales des tests	21
5. Étude de cas	25
5.1. Sisal (<i>Agave sisalana</i>)	25
5.1.1. Les bulbilles comme mécanisme d'expansion de l' <i>Agave</i>	28
5.1.2. Élimination par arrachage mécanique sélectif	29
5.1.3. Débroussaillage et couverture géotextile	30
5.1.4. Traitements herbicides	34
5.1.5. Impact d' <i>Agave sisalana</i> sur la végétation indigène	38
5.1.6. Impact d' <i>Agave sisalana</i> sur la communauté d'arthropodes errants	41
5.2. Lantanier (<i>Lantana camara</i>)	46
5.2.1. Débroussaillage et couverture géotextile	48
5.2.2. Impact de <i>Lantana camara</i> sur la communauté végétale	54
5.2.3. Impact de <i>Lantana camara</i> sur la communauté d'arthropodes errants	57
5.3. Mimosa (<i>Acacia saligna</i>)	59
5.3.1. Abattage, enlèvement des débris et traitement ultérieur des nouvelles pousses par application d'herbicides (par pulvérisation)	63
5.3.2. Application d'herbicide par injection à la base du tronc	65
5.3.3. Impact d' <i>Acacia saligna</i> sur la communauté végétale	68

5.4. Raquette à fleurs jaunes (<i>Opuntia dillenii</i>)	70
5.4.1. Application foliaire d'herbicide	71
5.4.2. Débroussaillage et enfouissement	74
5.5. Canne de Provence (<i>Arundo donax</i>)	76
5.5.1. Débroussaillage et couverture géotextile	77
5.5.2. Impact d' <i>Arundo donax</i> sur la communauté végétale	81
6. Efficacité et degré de difficulté des traitements par espèce	83
7. Bibliographie	86
8. Annexe : fiches des traitements testés pour chaque espèce	91
8.1. Sisal (<i>Agave sisalana</i>)	91
8.2. Lantanière (<i>Lantana camara</i>)	93
8.3. Mimosa (<i>Acacia saligna</i>)	94
8.4. Raquette à fleur jaunes (<i>Opuntia dillenii</i>)	96
8.5. Canne de Provence (<i>Arundo donax</i>)	97



Introduction et objectifs

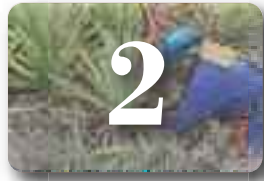
Le littoral constitue, avec les rivières et lacs, l'un des environnements les plus sollicités par l'être humain à l'échelle mondiale. Cette étroite frange de territoire concentre au moins 10 % de la population mondiale, et plus de 50 % de la population dans certains pays comme Les Bahamas, les Pays-Bas ou le Vietnam (McGranahan *et al.* 2007 ; Small et Nichols 2003). Le littoral est nécessaire au développement de nombreuses activités (tourisme de soleil et plage, ports de commerce et de plaisance, industries...) susceptibles d'entraîner la destruction d'écosystèmes fragiles. Les conditions environnementales tempérées par la mer sont agréables non seulement pour l'homme mais également pour un large éventail d'espèces qui, avec le paysage côtier, constituent des éléments dont la conservation présente un intérêt. Le grand nombre d'activités exercées sur la côte (urbanisation, circulation de personnes et de marchandises, etc.) s'accompagne d'une importante arrivée de propagules d'espèces exotiques, introduites à des fins différentes (par exemple, espèces ornementales, alimentation, animaux de compagnie, chasse et pêche...). Elles peuvent aussi être introduites de manière accidentelle à travers le commerce de marchandises, les eaux de ballast, etc. Le littoral est donc l'une des zones les plus exposées aux invasions biologiques (Fig. 1), qui constituent actuellement l'une des principales menaces pour la biodiversité. Il s'avère par conséquent indispensable de discerner les espèces potentiellement envahissantes (García-de-Lomas *et al.* 2014) et de savoir à quel moment il est prioritaire d'agir en cas de colonisation (Dana *et al.* 2014). En ce sens, la connaissance des techniques les plus efficaces et leurs effets sur la reconstitution de l'écosystème envahi est une question clé dans l'établissement des priorités et le choix des actions.

Ce manuel présente différentes méthodologies de lutte contre les plantes exotiques envahissantes, mises en œuvre dans le cadre du projet de coopération internationale POCTEFEXTRANS HABITAT_0087 (Andalousie - Maroc) de l'Union européenne, au cours de l'action « *Développement de techniques de lutte contre la flore envahissante du littoral* ».



Fig. 1. Plage de la péninsule ibérique envahie par différentes plantes exotiques. Parmi les espèces exotiques apparaît au premier plan le *Carpobrotus acinaciformis*, originaire d'Afrique du Sud ; l'*Agave americana* (du Mexique) l'*Arundo donax* (originaire d'Asie), le *Yucca aloifolia* (originaire du sud de l'Amérique de Nord), le mimosa eucalyptus (au fond à gauche, originaire d'Australie), le figuier de Barbarie (originaire du sud de l'Amérique du Nord).

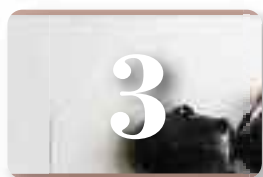
Des espèces ayant démontré leur potentiel de colonisation dans des zones côtières ont été sélectionnées, y compris plusieurs types fonctionnels qui permettent de traiter un plus large spectre de situations de colonisation. Parmi elles se trouvent des arbres (*Acacia saligna*), des arbustes ligneux (*Lantana*) et succulents (*Opuntia dillenii*, *agave* spp.) ainsi que des plantes ligneuses vivaces (*Arundo donax*). Le but du travail est de comparer différentes techniques sur la base de critères de coût-efficacité, qui, testées à échelle pilote, permettront de sélectionner pour des actions à venir les méthodes les plus efficaces, et favoriseront une meilleure restauration des écosystèmes naturels. Pour ce faire, l'exécution des différentes méthodes a été accompagnée par la mesure d'une série d'indicateurs, liés aussi bien au coût de la méthodologie en elle-même qu'à son degré d'efficacité pour éliminer l'espèce envahissante et récupérer la faune et la flore indigènes.



Tests à échelle pilote : prévenir l'amplification des erreurs

La gestion des espèces exotiques envahissantes est une discipline récente et les situations de colonisations sont très nombreuses. En conséquence, il existe toujours un manque de connaissances important sur la façon d'aborder les actions visant l'éradication, l'enrayement ou la lutte concernant les nombreuses espèces exotiques envahissantes et les situations de colonisation. Heureusement, les expériences publiées sont de plus en plus nombreuses, bien que beaucoup fassent encore partie de la littérature « grise ». D'autres expériences ne sont pas publiées, parfois en raison d'un résultat indésirable ou d'un échec dans la réalisation de l'objectif, alors que la connaissance de ces échecs permettrait de ne pas les répéter. Il est par conséquent essentiel de développer les connaissances et les expériences sur les techniques d'élimination des espèces exotiques envahissantes.

Très souvent il a été procédé de manière réactive, en réponse à une invasion déjà développée, ce qui a réduit les possibilités d'éradication et nécessité des investissements beaucoup plus importants que dans les cas de colonisations naissantes. Il n'est pas non plus rare que ce type d'actions réalisées à grande échelle appliquent des méthodes de lutte n'ayant pas été testées au préalable, ou que les coûts de l'intervention et l'entretien à suivre ne soient pas bien connus. Des aspects fondamentaux tels que le temps nécessaire à l'exécution ou le volume de la biomasse végétale générée par l'élimination des plantes envahissantes sont souvent méconnus ou difficiles à prévoir. Ces lacunes dans l'estimation des efforts et des coûts peuvent entraîner des imprévus qui mènent à une exécution incomplète de l'action, une application sous-optimale des procédures ou un investissement supérieur à celui initialement prévu. Dans tous les cas, ces aspects diminuent l'efficacité et l'efficience de l'action et compromettent l'objectif poursuivi. En ce sens, les tests à échelle pilote, effectués avant de débiter l'action à plus grande échelle, permettent de préciser la manière dont le travail doit être abordé, d'estimer les efforts et les coûts et de surmonter les nombreuses éventualités qui apparaissent généralement au cours de la gestion des systèmes vivants. Autrement, des erreurs de planification peuvent se développer au même titre que l'ampleur de l'action.



Indicateurs utilisés pour évaluer l'adéquation de la méthode

Pour connaître le degré de réussite d'une action, celle-ci doit être accompagnée d'une mesure périodique d'une série d'indicateurs, préalablement choisis selon les objectifs. Dans ce cas, pour connaître le coût-efficacité de chaque méthode utilisée, il est nécessaire d'établir des indicateurs liés aussi bien au coût de la méthodologie en elle-même (argent investi dans le matériel, les machines, l'élimination des déchets, le personnel employé) qu'au degré d'efficacité pour éliminer l'espèce envahissante (Tableau 1). Il y a lieu de se poser certaines questions : Les individus traités meurent-ils ? Sont-ils en mesure de repousser ? De nombreux plants apparaissent-ils à partir de la banque de graines du sol ?

Type	Indicateur	Unité	Fréquence de mesure
Coût	Coût du matériel, des machines, des tâches préliminaires	€	À la fin de l'action
	Frais de personnel	Journées de travail × €/ jour	À la fin de l'action
	Durée de l'action	Jours	À la fin de l'action
Surface	Surface traitée	m ²	À la fin de l'action
Efficacité	Degré d'élimination de spécimens adultes	% éliminé par rapport au nombre initial	3 mois
	Degré d'élimination de spécimens juvéniles (bulbilles ou drageons)	% éliminé par rapport au nombre initial	3 mois
	Apparition de nouvelles pousses après l'action	Fréquence d'apparition ; Nb de nouvelles pousses/m ² ; % couverture	3 mois
	Apparition de nouvelles plantes après l'action	Nb de plantes ou % de couverture	3 mois
Reconstitution de l'écosystème	Composition de la communauté végétale	Présence et abondance de chaque espèce	Mensuelle/saisonnière
	Composition de la communauté d'arthropodes terrestres errants	Présence et abondance de chaque espèce	Mensuelle/saisonnière

Tableau 1. Indicateurs utilisés pour l'évaluation coût-efficacité des différentes méthodes de lutte.

Ces paramètres d'efficacité auront un impact sur l'ampleur des travaux et la fréquence des interventions faisant suite à la première action et, par conséquent, sur le coût de l'action. Toutefois, un coût économique limité ou une efficacité élevée au moment d'éliminer l'espèce envahissante ne suffisent pas à définir une méthode donnée comme la plus optimale. Il est nécessaire d'évaluer dans quelle mesure elle favorise la reconstitution de la flore et de la faune indigènes, si celles-ci ont été affectées par l'invasion. Par exemple, parmi les nombreux produits chimiques commercialisés (herbicides), certains vont jusqu'à empêcher la germination des graines. Il s'agit d'une méthode bon marché et efficace (à des doses appropriées) et relativement rapide à exécuter. Cependant, ces applications ont tendance à ne pas être sélectives ou spécifiques et leur utilisation indiscriminée peut empêcher la reconstitution des espèces indigènes. Par conséquent, ces méthodes sont appropriées si elles sont appliquées de manière sélective, si elles s'avèrent efficaces pour une plante envahissante concrète et si elles permettent par la suite la reconstitution de la communauté indigène. Il faut donc rechercher l'équilibre de trois variables clés : coût, efficacité et possibilité de récupérer l'écosystème (Fig. 2).

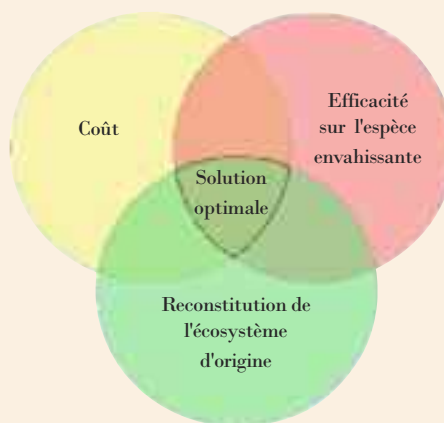


Fig. 2. Variables qui interviennent dans la sélection des méthodologies d'élimination de la flore envahissante. La solution optimale serait une méthode à bas prix, très efficace contre les espèces envahissantes et qui favoriserait une restauration rapide de la faune et de la flore indigènes.

3.1. Comment déterminer l'ampleur des actions en fonction du degré de colonisation

Afin d'ajuster le coût réel de l'action, il convient de toujours rapporter le coût de la méthodologie à une surface envahie (dans le cas de plantes, d'arbustes rampants ou d'arbustes dont le nombre est incalculable) ou à un nombre de pieds (dans le cas de grands arbres). La densité des plantes doit être prise en considération au moment de déterminer la surface envahie. Le

traitement d'une surface de 100 m² sera différent si celle-ci comprend des peuplements dispersés -plus ou moins séparés- ou si elle est totalement envahie (Fig. 3). Dans ces cas, la densité de plantes ou *surface nette envahie* peut être déterminée par le nombre d'arbres par m² ou hectare. Dans le cas de plantes ou d'arbustes dont le nombre est incalculable (par exemple, des pelouses ou plantes à propagation végétative), il est possible d'évaluer la couverture de la plante envahissante par rapport à toute la surface envahie en pourcentage d'occupation (ec.1).

$$\text{Surface nette envahie} = (\text{surface totale}) \times (\% \text{ occupé par la plante envahissante}) \times (\text{ec. 1})$$

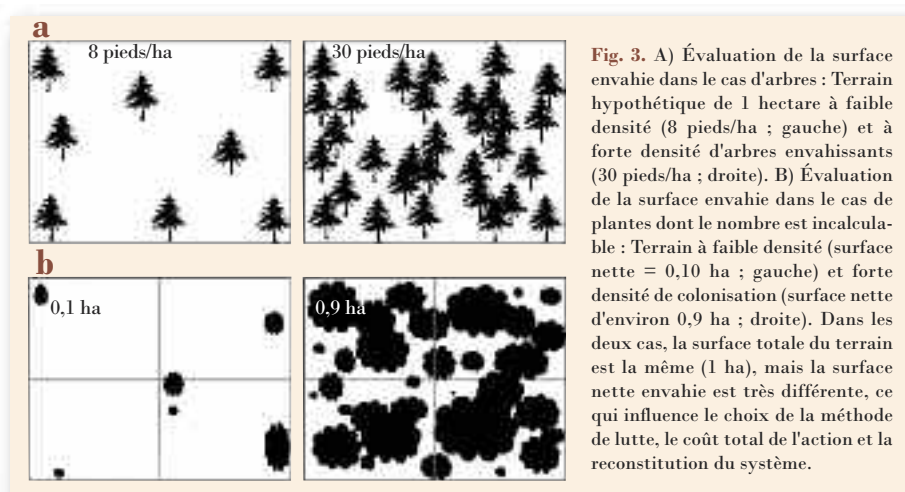


Fig. 3. A) Évaluation de la surface envahie dans le cas d'arbres : Terrain hypothétique de 1 hectare à faible densité (8 pieds/ha ; gauche) et à forte densité d'arbres envahissants (30 pieds/ha ; droite). B) Évaluation de la surface envahie dans le cas de plantes dont le nombre est incalculable : Terrain à faible densité (surface nette = 0,10 ha ; gauche) et forte densité de colonisation (surface nette d'environ 0,9 ha ; droite). Dans les deux cas, la surface totale du terrain est la même (1 ha), mais la surface nette envahie est très différente, ce qui influence le choix de la méthode de lutte, le coût total de l'action et la reconstitution du système.

3.2. Ressources nécessaires pour mener une action d'élimination d'espèces exotiques envahissantes

Durant la phase de planification de l'action, il faut envisager les moyens nécessaires à l'exécution des interventions. Parmi ces moyens, il faut tenir compte du personnel qui participera à l'action (Tableau 2) ainsi que du matériel nécessaire pour procéder à l'exécution. Comme dans une machine, le succès dépendra de l'assemblage de toutes les pièces. Cependant, les différentes tâches et phases de travail dans lesquelles sera impliqué le personnel n'entraîneront pas toujours une dépense directe pour le projet soutenant l'action, puisque leur participation pourra probablement entrer dans le cadre de leur travail quotidien (par exemple pour les fonctionnaires chargés des espaces naturels protégés, les fonctionnaires de l'administration publique, les agents de l'environnement).

Phase du travail	Personnel impliqué	L'intervention représente-t-elle des dépenses directes pour le projet?
Planification des actions, choix des méthodes, estimation du budget, élaboration de projets, autorisations	Responsable de la faune et la flore à l'échelle de la province.	Non
	Responsables régionaux de la faune et de la flore.	Non
	Chargé du dossier/projet.	Non
	Responsable de l'espace naturel où se déroule l'action.	Non
	Techniciens/gestionnaires de la lutte contre les espèces envahissantes à l'échelle de la province et de la région.	Oui
	Agents de l'environnement.	Non
Planification des dépenses	Techniciens de gestion et responsables.	Oui
Services externes (approvisionnements, services, voyages et nuitées)	Techniciens chargés des services externes et de la gestion.	Oui
Exécution des travaux	Ouvriers et spécialistes (pour le débroussaillage, les travaux à la tronçonneuse ou à l'aide de machines, l'application d'herbicides).	Oui
	Contremaître.	Oui
	Entreprises externes (transporteurs, décharges, fournisseurs).	Oui
Suivi et surveillance des travaux (phase de travail)	Agents de l'environnement.	Non
	Techniciens/gestionnaires de la lutte contre les espèces envahissantes à l'échelle de la province et de la région.	Oui
Surveillance, suivi de l'efficacité des actions (indicateurs d'efficacité de la méthode et reconstitution de l'écosystème)	Techniciens/gestionnaires de la lutte contre les espèces envahissantes à l'échelle de la province et de la région.	Oui
Élaboration de rapports et de résultats	Techniciens/gestionnaires de la lutte contre les espèces envahissantes à l'échelle de la province et de la région.	Oui
	Chargé du dossier/projet.	Non
Diffusion des résultats	Techniciens/gestionnaires de la lutte contre les espèces envahissantes à l'échelle de la province et de la région.	Oui
	Chargé du dossier/projet.	Non
	Département de communication de l'entreprise/administration.	Oui
	Moyens de communication.	Non

Tableau 2. Exemple de personnel impliqué dans une action d'élimination des espèces envahissantes en Andalousie. Sur d'autres territoires, le schéma d'organisation peut être différent.

3.3. Indicateurs du coût

Les coûts comprennent les dépenses liées aussi bien au personnel impliqué dans les actions (nombre de journées \times coût de la journée), selon les considérations du point précédent (tableau 2) ; au matériel utilisé (herbicides, machines, équipements de protection individuelle) et aux frais de déplacement et autres indemnités (véhicule, carburant, repas et nuitées éventuelles). Il faut ajouter à cela les coûts d'élimination de la biomasse.

Il est recommandé, dans la mesure du possible, de brûler les restes *in situ* (Fig. 4) ou de les utiliser pour le compostage afin de réduire les coûts. Cependant, certaines espèces grasses qui ne peuvent pas être brûlées, ou dont le compostage peut laisser des propagules viables, doivent être transférées à une décharge. Ces coûts éventuels doivent être pris en compte avant d'envisager l'intervention, lors de l'analyse de la viabilité de l'action. En réalité, les coûts de transport vers la décharge et la redevance de déversement peuvent représenter dans certains cas (en fonction de l'espèce envahissante, de la distance entre la localité et la décharge et la redevance de déversement établie), une proportion importante des dépenses totales (jusqu'à 50-60 %).



Fig. 4. Élimination de résidus végétaux par brûlage *in situ*, un choix plus économique que la mise en décharge.

En raison de la forte proportion que peut représenter l'élimination de la biomasse dans les dépenses, il est essentiel, avant d'entreprendre l'action, il est nécessaire de prendre en compte les précautions suivantes :

- Explorer la possibilité de brûler les résidus *in situ*, en fonction du risque d'incendie, des impacts sur l'écosystème, etc. S'il est envisagé de brûler des résidus, il est nécessaire de demander les autorisations correspondantes, et d'exécuter l'action en dehors des périodes où le risque d'incendie est le plus élevé.

- Si le brûlage *in situ* n'était pas possible, il faudrait se renseigner sur le montant de la redevance de déversement à la décharge la plus proche. Ce montant peut varier d'un ou deux ordres de grandeur (par exemple, entre 4 et 200 € par m³ ou Tm selon chaque décharge), ce pourquoi il est très important de connaître cette information avant de débiter l'action.

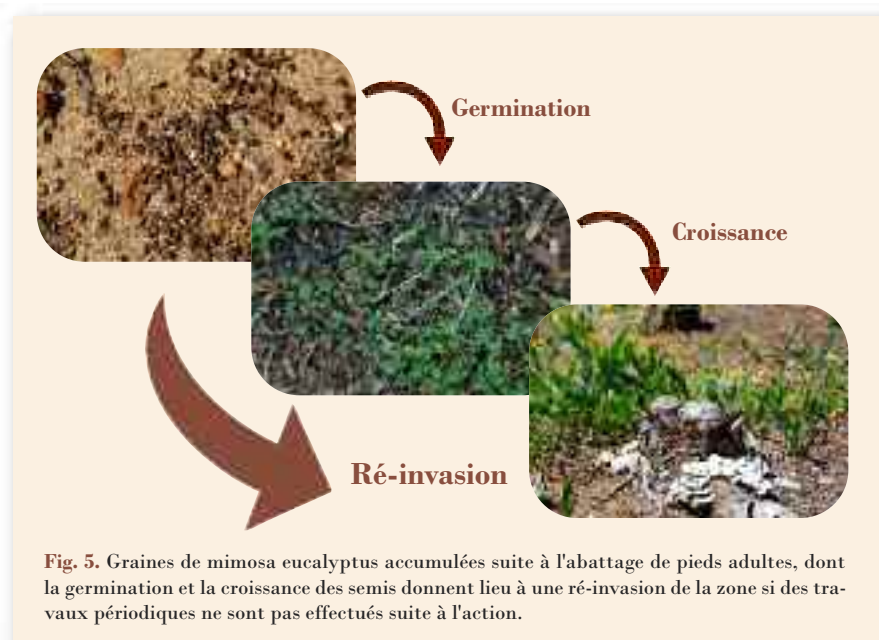
- S'il est estimé que la biomasse végétale éliminée sera abondante, il faut envisager la possibilité de collecter les restes *in situ* et de manière transitoire pour leur déshydratation, à condition qu'il n'existe pas de risques que les graines soient dispersées, que les tiges arrachées s'accrochent au sol ou que des particuliers collectent la biomasse. De cette façon, les coûts liés au transport et à la redevance de déversement peuvent être réduits dans une très large mesure.

En ce qui concerne le personnel, il est essentiel d'estimer les journées de travail nécessaires en fonction de la nature des actions et des caractéristiques de l'environnement envahi (pente du terrain, accessibilité, densité de la végétation, etc.). Il faut travailler, dans la mesure du possible, avec des budgets fermés prenant en compte l'action jusqu'à son achèvement.

3.4. Indicateurs d'efficacité

À l'aide des indicateurs d'efficacité du traitement il faut évaluer dans quelle proportion les pieds adultes et juvéniles (plants, bulbilles) parviennent à être éliminés, quelle quantité de nouvelles pousses ou plants à partir de graines est à attendre suite à l'action et leur vitesse d'apparition ou de croissance ainsi que la précocité de la floraison et la fructification. Ainsi, il est possible d'estimer si de nouveaux travaux seront nécessaires suite à la première phase de l'action et à quelle fréquence il faudra y procéder. L'élimination de plantes envahissantes est très rarement obtenue (pour ne pas dire jamais) à l'aide d'un seul traitement. La plante envahissante peut se régénérer par la souche ou la racine, il peut rester des propagules ou graines (susceptibles de persister pendant plusieurs années selon les espèces), et la germination de ces propagules peut se produire après la première phase de la lutte (par exemple s'il reste des ressources disponibles telles que l'espace, la lumière, des nutriments...), ou encore des mois ou des années après l'action (Fig. 5). Dans d'autres cas, l'action visant à l'élimination peut créer des conditions favorables à la colonisation d'autres espèces envahissantes.

Seule la réalisation de tests préalables à échelle pilote peut permettre de connaître le comportement des espèces envahissantes en réponse aux traitements et mieux élaborer la planification des actions à plus grande échelle.



3.5. Indicateurs de reconstitution de l'écosystème indigène

Par définition, une espèce exotique envahissante est celle qui est introduite en dehors de sa zone de distribution naturelle par l'intermédiaire de l'homme (par exemple, introduite pour un usage ornemental, pour la production de biomasse, l'aquariophilie, etc..) et forme des populations à tendance démographique expansive. Par conséquent, l'objectif essentiel de la gestion des espèces exotiques envahissantes n'est pas d'éliminer les espèces envahissantes en elles-mêmes, mais de récupérer ou restaurer l'écosystème indigène affecté par l'invasion, c'est-à-dire rétablir l'équilibre perdu après l'invasion et récupérer l'écosystème indigène. Évaluer dans quelle mesure l'écosystème a été récupéré après l'élimination de l'espèce envahissante est alors aussi important que l'efficacité de la méthode. Par exemple, l'utilisation d'un herbicide qui inhibe la germination des plantes peut s'avérer très efficace pour lutter contre une plante envahissante, mais elle ralentira le rétablissement de la flore indigène.

Parmi les indicateurs de reconstitution de l'écosystème indigène il y a lieu de prendre en considération autant de maillons trophiques que possible. La sélection des groupes taxonomiques dépendra des moyens et du temps dis-

ponible, des connaissances sur des groupes taxonomiques donnés, de la possibilité de collaborer avec des consultants spécialistes ou de l'externalisation du service.

3.5.1. Communauté végétale

Afin d'évaluer dans quelle mesure la communauté végétale a été récupérée il est essentiel d'établir une référence ou une situation à atteindre. Cette référence est la composition de la végétation dans une zone non envahie, qui soit bien conservée et qui présente des caractéristiques similaires à la zone envahie (pente du terrain, substrat, orientation, etc.).

D'un point de vue pratique, l'évaluation de la communauté végétale est effectuée dans trois types de zones : envahies, non envahies (référence ou lutte) et traitées. Leur comparaison périodique permettra de connaître dans quelle mesure et à quelle vitesse le système traité est récupéré et intervenir si nécessaire. D'un point de vue méthodologique, au sein de chaque zone, il est possible de procéder de deux manières :

- Option A : Des parcelles (*plots*) fixes sont sélectionnées et parmi elles sont déterminées la composition des espèces et leur abondance relative. Par exemple, dans certains milieux côtiers où des actions ont été réalisées les parcelles ont une surface de 5 à 10 mètres de côté (Fig. 6a). Une solution consiste à estimer (à l'œil) dans chaque parcelle, le degré de couverture de chaque espèce de plante dans les différentes parcelles, mais cette méthode n'est pas facile à reproduire (la couverture peut être appréciée de différentes manières selon les techniciens) et par conséquent elle n'est pas très rigoureuse.
- Option B : La présence ou l'absence de chaque espèce dans des quadrats d'une surface donnée adaptée au type de communauté est enregistrée (Fig. 6b). Lorsque cette opération est répétée un certain nombre de fois, elle permet d'obtenir une mesure fiable et reproductible de l'abondance relative de chaque espèce dans la parcelle. Par exemple, la composition de la communauté entre 25 et 50 quadrats de 1 m² est déterminée. Cette méthode peut être combinée avec la précédente, afin qu'à l'intérieur de chacune des parcelles soit notée la présence/l'absence d'espèces à l'aide de quadrats. Elle s'avère plus objective et plus homogène que l'évaluation de la couverture à l'œil. D'autre part, étant donné que les suivis sont effectués à des moments différents (par exemple, 1, 2 ... *n* ans après le trai-

tement), la collecte des données s'effectue dans les mêmes parcelles, afin que des tendances puissent être évaluées au fil du temps.

Déterminer l'effort d'échantillonnage est essentiel, puisque le résultat final de richesse ou de diversité de chaque zone dépendra de l'effort réalisé. Par exemple, l'exploration d'une plus grande surface donnera de plus forts indices de richesse que celle d'une petite zone. De même pour un échantillonnage de plusieurs mois comparé à un autre réalisé à un seul moment de l'année. Le choix de l'effort dépendra aussi bien de la disponibilité des ressources (personnel, véhicules, budget...) que des caractéristiques de la communauté (déteabilité des espèces, répartition/uniformité de l'abondance) (Magurran 2004). Il n'est pas approprié de limiter les actions, ou au contraire déployer des efforts plus importants que ceux nécessaires.

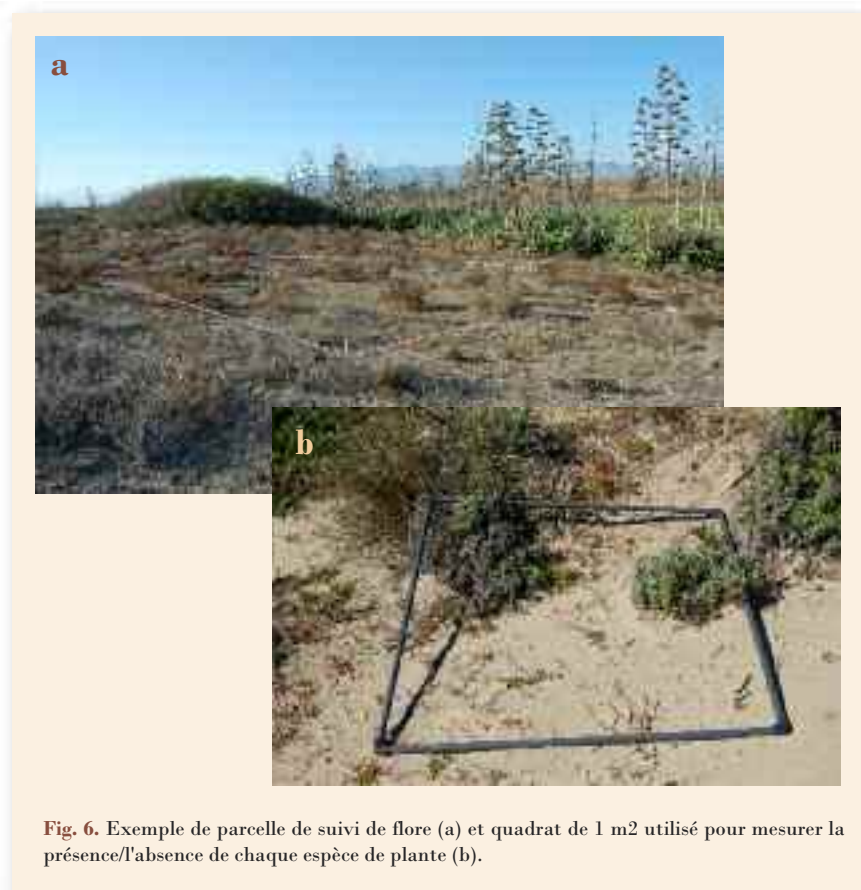


Fig. 6. Exemple de parcelle de suivi de flore (a) et quadrat de 1 m² utilisé pour mesurer la présence/l'absence de chaque espèce de plante (b).

L'objectif de l'intervention n'étant pas d'évaluer la biodiversité totale de la localité mais d'analyser comment celle-ci est récupérée après une action d'élimination d'une espèce envahissante (en comparant les zones traitées et celles non envahies), l'effort pourra être ajusté au minimum, du moment que la fiabilité des données est assurée. Le choix de l'effort optimal doit être effectué au cours d'une étape précédant l'action. Elle consistera à déterminer la taille des parcelles (à travers une courbe espèces-zones) ou le nombre de quadrats nécessaires (à l'aide d'une courbe espèces-effort d'échantillonnage). L'effort optimal correspondra à la zone ou au nombre de quadrats avec un comportement asymptotique des espèces.

3.5.2. Communauté d'arthropodes terrestres errants :

Une technique appropriée pour prélever des spécimens d'arthropodes errants consiste à placer des pièges de chute, disposés en lignes avec une orientation différente. Les pièges utilisés sont des verres en plastique de 11,5 cm de diamètre enterrés à ras du sol (Fig. 7). Il est recommandé de percer la base de sorte que, en cas de pluie, les animaux ne meurent pas noyés. Il est également conseillé d'ajouter une base de sable pour que les animaux pris au piège puissent se réfugier et rester en vie. 15 pièges peuvent être suffisants pour chaque type de terrain. Les pièges sont disposés en 3 lignes de 5 pièges chacune, ces derniers étant séparés par des intervalles de 5 m, avec une séparation entre les lignes d'au moins 25 m.



Fig. 7. Mise en place de pièges de chute pour analyser l'impact de l'*agave sisalana* sur la communauté d'arthropodes terrestres errants ainsi que leur rétablissement dans des zones traitées (a). Image de l'un des pièges dans une zone envahie par l'*agave sisalana* (b). La mise en place d'une marque à côté des pièges (des piquets en bois par exemple) contribue à leur localisation dans les zones fortement envahies.

3.5.3. Analyse statistique

Parmi les indicateurs « classiques » de la communauté biologique se trouvent la composition des espèces, les indices de richesse des espèces (nombre d'espèces par unité de surface ou nombre d'individus, incidence...), les indices de diversité (par exemple, Shannon, Simpson, Brillouin...), les indices d'équitité ou d'uniformité, les indices de dominance (par exemple, Berger-Parker) (Magurran 2004) ou de diversité fonctionnelle (proportion de plantes annuelles/semestrielles/vivaces ; proportion de plantes rudérales ; proportion d'animaux herbivores/prédateurs...). La richesse et les indices de diversité ou de dominance offrent une information partielle, car ils ne prennent pas en considération l'identité des espèces, ce qui peut donner lieu à confusion dans l'interprétation des résultats. Par exemple, après l'élimination de la flore envahissante il peut rester une grande part de surface exposée et partiellement altérée qui va encourager la colonisation d'un grand nombre d'espèces rudérales annuelles (thérophytes) (Andreu *et al.* 2010). La valeur de la richesse et la diversité mèneraient à la conclusion que l'écosystème a répondu favorablement au traitement, même si la composition de la communauté de la zone traitée n'a rien à voir avec la communauté propre du système. Pour cette raison, il est préférable d'utiliser des indicateurs qui prennent en compte non seulement le nombre et la prévalence de chaque espèce, mais également leur identité. Ces informations peuvent être obtenues par des tests à variantes multiples d'analyse de similarité tels que l'*Analysis of Similarities* (ANOSIM), le *Similarity Percentages* (SIMPER), ou les indices de Jaccard, Morisita-Horn, Sørensen, etc. (Warwick 1988 ; Magurran 2004). Le test Anosim permet de prouver l'existence de différences significatives entre des groupes prédéterminés (Clarke 1993). Pour sa part, l'analyse SIMPER sert à identifier quels taxons contribuent aux différents groupes et offre de plus comme résultat le pourcentage de similarité (ou dissimilarité) entre les groupes considérés. Il s'agit d'une analyse exploratoire, ce pourquoi contrairement à la précédente, elle sert ne pas à vérifier des hypothèses.

Il existe différents logiciels pour effectuer cette analyse, comme par exemple Primer-E (Clarke et Warwick 2001) ou le logiciel libre PAST (Hammer *et al.* 2001). De plus, les indices de diversité varient également en termes de validité, ce pourquoi il faudra tenir compte de l'objectif du travail pour décider comment effectuer la collecte des données et choisir l'indice le plus approprié pour atteindre l'objectif (Magurran 2004). Les étapes à suivre pour la collecte des indicateurs de reconstitution sont résumées dans la Fig. 8.

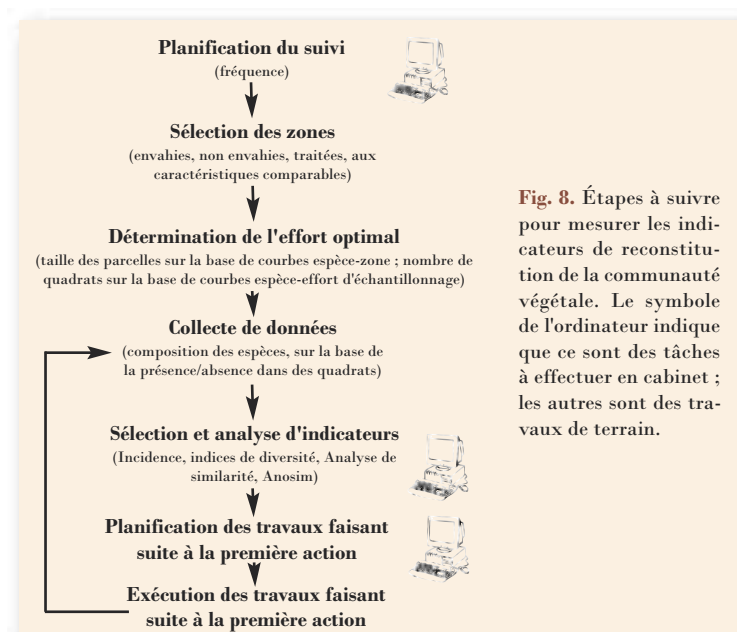


Fig. 8. Étapes à suivre pour mesurer les indicateurs de reconstitution de la communauté végétale. Le symbole de l'ordinateur indique que ce sont des tâches à effectuer en cabinet ; les autres sont des travaux de terrain.

Un exemple concret de calcul des indices de diversité à l'aide du logiciel libre PAST[®], appliqué à une communauté de plantes indigènes dans des zones envahies par le mimosa eucalyptus, non envahies et traitées, est présenté ci-dessous :

Étape 1 : Télécharger le logiciel libre PAST sur le site : <http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html>

Étape 2 : Exécuter le programme en double-cliquant sur l'icône correspondant (trilobite)

Étape 3 : Écrire les données. Pour analyser les indices de diversité, les noms des espèces sont écrits dans la colonne de gauche (en activant « Edit labels ») et les données d'abondance des plantes indigènes (nombre de présences obtenues sur l'ensemble des quadrats échantillonnés) correspondant à chaque zone ou type de parcelle en A, B, C.... Étant donné que l'évaluation porte sur la mesure dans laquelle la communauté indigène est affectée par l'espèce envahissante, l'abondance de l'espèce envahissante est exclue des données (Wearne et Morgan 2004) :

Étape 4 : Ensuite, les colonnes pour lesquelles on souhaite obtenir les indices sont marquées (appuyer sur la touche majuscule pour choisir plus d'une colonne de données) et dans la barre d'outils, il faut cliquer sur « Diversity », puis « Diversity indices ».

3.6. Autres aspects de l'efficacité et de la reconstitution : époque de l'action

Dans les climats présentant une saisonnalité marquée (par exemple, climat méditerranéen aux étés chauds et secs et), il est nécessaire de prendre en compte l'époque de l'année à laquelle les actions sont réalisées.

En général, dans les zones de climat méditerranéen, il convient d'éliminer les espèces ligneuses vivaces en été, mais les conditions de chaleur excessive viennent entraver le travail, ce pourquoi l'automne est souvent une bonne alternative. L'époque à laquelle entreprendre les travaux sera adaptée à chaque cas, elle peut varier pour une même espèce selon la situation de colonisation. Une intervention en automne présente de nombreux avantages :

- Le risque d'incendies est plus faible (en particulier en cas d'utilisation de machines). En Andalousie, le risque d'incendies est maximal entre le 15 mai et le 15 octobre et l'utilisation de machines en milieu naturel n'est pas autorisée durant cette période.
- Il est possible d'obtenir une reconstitution plus rapide de la flore indigène (pendant l'hiver germent les graines de plantes annuelles, qui peuvent prospérer tout au long du printemps).
- Un moindre impact est provoqué sur les plantes annuelles et sur d'autres animaux présentant des pics d'activité au printemps ou en été comme les coléoptères, les oiseaux marins qui nichent sur le sol (Fig. 9), qui seraient affectés par le passage des machines, le piétinement des travailleurs ou d'autres actions liées aux méthodes de lutte (retrait des troncs, brûlage de biomasse végétale).
- Conditions de travail moins difficiles pour les opérateurs. En été, en raison de la chaleur excessive, les rendements diminuent et le risque de déshydratation et d'insolation augmente.
- Dans les zones côtières, les éventuelles interférences avec les visiteurs sont bien moins importantes.



En fonction de la biologie de l'espèce, d'autres époques peuvent être envisagées. Par exemple, certaines espèces annuelles telles que le *Mesembryanthemum crystallinum* ou l'*Arctotheca calendula*, nécessitent d'être contrôlées au printemps, toujours avant qu'elles ne terminent la fructification.



Considerations d'ordre general sur les actions

4.1. Signalisation et isolement de la zone d'action

En règle générale, les actions se déroulent dans des espaces naturels visités. La signalisation des travaux et l'isolement de l'espace au cours de leur exécution (Fig. 10) sont essentiels pour différentes raisons : tout d'abord, il s'agit d'informer les habitants de la nature des travaux effectués sur leur territoire, qu'ils ont tendance à percevoir comme leur propre espace et envers lequel ils peuvent éprouver une sensibilité particulière. Le fait que les visiteurs ne comprennent pas ou ne soient pas au courant des actions en cours peut constituer une cause de rejet et de critique, qui met en difficulté la sensibilisation du public sur les problématiques et compromet la durabilité de l'action (par exemple, les habitants peuvent réintroduire une espèce envahissante). De plus, la signalisation et l'isolement de la zone permettent de prévenir les accidents liés par exemple à l'utilisation de machines et de produits phytopharmaceutiques. Enfin, l'incursion de personnes étrangères à l'intervention peut mettre en difficulté la réalisation des travaux. En effet, elle entraîne des arrêts répétés qui peuvent réduire l'efficacité et le rendement des travaux et engendrer des retards supplémentaires.



Fig. 10. Chemin temporairement fermé au passage de véhicules et de personnes étrangères aux travaux et panneau d'information sur les travaux forestiers.

La signalisation est spécifique au type d'action. Ainsi, l'exécution de travaux de débroussaillage ou d'abattage est accompagnée d'un panneau indiquant « Attention : Travaux forestiers », tandis que l'utilisation d'herbicides nécessite un panneau spécifique « Attention : traitements phytosanitaires ». Le soutien des agents de l'environnement de la zone (ou d'une figure équivalente) est indispensable pour informer le public et garantir le respect de ces consignes.

4.2. S'adapter a toutes les eventualites : disponibilite du personnel et phenomenes climatiques

La planification des travaux est souvent une tâche compliquée. Aux difficultés liées à la révision des méthodes de lutte connues pour l'espèce visée et à la coordination des parties impliquées dans les différentes tâches et étapes du projet s'ajoute la question de la disponibilité du personnel. Les personnes impliquées (responsables des espaces, de l'administration et de la gestion) ont leurs propres emplois du temps en raison de leur activité professionnelle et il n'est pas facile de les rassembler dans la localité de travail pour les informer sur la nature de travaux, recueillir leurs opinions, discuter des solutions alternatives, etc. D'autre part, le personnel impliqué dans l'exécution des travaux (ouvriers, spécialistes) a tendance à participer à différents projets ou exerce son travail sur un vaste territoire, ce pourquoi il n'est pas toujours disponible au moment voulu. Dans tous les cas, planifier les actions en avance permet de résoudre les problématiques liées à ces deux facteurs avec certaines garanties, et d'établir un calendrier des tâches. Et ensuite le climat entre en jeu... il n'est pas rare qu'une fois toutes les questions susmentionnées résolues, il faille s'adapter aux phénomènes météorologiques éventuels (des pluies par exemple) susceptibles de compromettre l'efficacité des actions. Par exemple, en cas de prévision de pluies, il est déconseillé d'appliquer des herbicides, car ils pourraient être immédiatement lavés. Cela pourrait non seulement laver le produit mais aussi affecter des espèces non visées. En outre, cela obligerait à appliquer de nouveau le produit, ce qui engendrerait une augmentation des frais et des temps d'exécution.

4.3. Etapes et methodologies generales des tests

Les étapes et méthodologies générales appliquées au cours des tests sont présentées ci-après. Plusieurs types de traitements ont été utilisés :

- Physiques : couverture à l'aide de géotextile, collecte manuelle, arrachage mécanique, débroussaillage et abattage. Ils ont été appliqués sur l'*Agave sisalana* et l'*Arundo donax*.
- Chimiques : ces traitements comprennent l'application d'herbicides, qui est généralement effectuée de deux façons : une application foliaire par pulvérisation (en utilisant des doses relativement faibles d'herbicide) et application par injection à la base du tronc (à des doses élevées). Ils ont été testés sur l'*Agave sisalana* et l'*Opuntia dillenii*.

- Mixtes (physico-chimiques) : ils impliquent généralement, par exemple, un débroussaillage/abattage suivi de l'injection d'herbicides dans la souche de l'arbre récemment coupé, ou de l'application sur les nouvelles pousses de souche ou de racine (*Lantana camara*, *Acacia saligna*, *Arundo donax*).

Types de géotextiles testés :

Dans les essais impliquant une couverture à l'aide de géotextile 3 matériaux de différentes qualités : maille anti-herbe (géotextile « fin »), géotextile à épaisseur « intermédiaire » et géotextile « épais ». Les caractéristiques de chacun d'entre eux sont présentées dans le tableau 3.

Type	Matériau	Couleur	Grammage (g/m ²)	Épaisseur (mm)
Fin (maille anti-herbe)	Polypropylène tissé	Noir	100-110	0,25
Intermédiaire	Polyéthylène et/ou polypropylène thermofixé, adapté aux intempéries	Blanc	120-140	0,4
Épais	Polyéthylène et/ou polypropylène thermofixé, adapté aux intempéries	Gris	>150	>0,5

Tableau 3. Caractéristiques des géotextiles utilisés pour les tests.

Herbicides:

Dans les essais impliquant des herbicides plusieurs doses ont été utilisées afin d'obtenir la dose minimale efficace. Pour ce faire, et de manière générale, avant de procéder à l'application, les plantes qui allaient être traitées ont été marquées ou identifiées, et une durée de 10-25 jours a été respectée entre les traitements pour empêcher l'effet de transferts éventuels.

L'utilisation de colorants s'avère utile pour reconnaître les pieds déjà traités et voir si la plante reçoit l'application dans les mêmes proportions sur toute sa surface, ce qui peut améliorer l'efficacité du traitement. Dans les tests réalisés le colorant bleu Bluemark[®] (100 ml pour chaque pulvérisateur à dos de 16 L) a été utilisé. L'utilisation de mouillants (tensio-actifs) est nécessaire en fonction de la marque de l'herbicide utilisée. Ainsi, pour certaines formules à base de glyphosate ne contenant pas de mouillants, il s'avère indispensable d'en ajouter au mélange en respectant la dose indiquée par le fabricant.

Dans d'autres cas, bien que le produit contienne des mouillants (Roundup Ultra Plus® notamment) il est possible d'en ajouter au mélange afin d'augmenter les effets des herbicides. Dans ce cas, pour des plantes aux cuticules épaisses ou grasses (*Agave*, *Opuntia*), qui présentent des poils en surface (*Lantana* ou *Arundo*), le mouillant Velezia® a été ajouté à raison de 260 ml pour 16 L de mélange (conformément aux indications du fabricant), afin d'améliorer l'action des herbicides.

Sont également marqués des individus non traités ou traités avec de l'eau exempte d'herbicides (dans les cas où il est nécessaire d'ajouter une teinte au mélange les plantes témoins sont mouillées avec de l'eau et du colorant sans herbicide). Après application de l'herbicide sur les plantes, un délai d'1 à 2 mois est respecté et un certain nombre de feuilles ou de portions de feuilles (dans le cas de l'*Agave sisalana*) sont ensuite recueillies, aussi bien sur les pieds traités que sur ceux non traités (témoin négatif). Elles sont immédiatement transmises au laboratoire pour éviter les pertes d'eau et le poids frais est déterminé. Elles sont placées dans des enveloppes identifiées à l'aide du numéro d'échantillon, puis mises dans une étuve à 50-60 °C jusqu'à obtention d'un poids constant, et le poids sec est ensuite déterminé. En tenant compte du fait que les différences de perte de poids dues à la déshydratation peuvent être très limitées, il est nécessaire d'utiliser une balance de précision (précision = 0,001 g) (Fig. 11). L'utilisation d'enveloppes en papier facilite l'identification des échantillons (des problèmes peuvent se poser si les feuilles sont marquées directement au stylo, crayon ou marqueur indélébile ce qui n'est pas le cas si les indications sont sur papier). De plus, au cours du processus de séchage (déshydratation), les feuilles ou leurs fragments peuvent se froisser ou se défaire. Ceci peut mettre en difficulté l'identification de l'échantillon ou engendrer la perte d'une partie de l'échantillon.

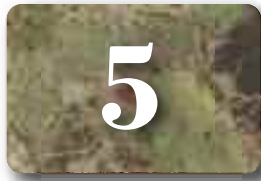
Dans les cas où la collecte d'échantillons s'avère impossible (ou très compliquée) (par exemple, en raison de la présence de grandes épines comme chez l'*Opuntia dillenii* ou l'*Agave* spp.), il est possible d'établir un barème catégorique de réponse aux herbicides, qui comprenne par exemple des dégâts légers (échantillon jauni, partiellement fané), modérés (plante fanée à 50 %), sévères (totalement fanée...) (voir à titre d'exemple Bickerton 2006).

Dans tous les cas, et étant donné qu'il s'agit d'essais expérimentaux sur des espèces pour lesquelles l'expérience en matière de gestion est limitée, la sélection initiale des traitements et du matériel a été réalisée à titre explora-

toire, sans exclure de réaliser des modifications en réponse à des éventualités qui pourraient survenir.



Fig. 11. Matériel utilisé pour la détermination de la dose minimale efficace d'herbicide : balance de précision et étuve dans laquelle sont déposées des enveloppes en papier contenant des échantillons de feuilles traitées.



Etude de cas

Étant donné que les estimations de la richesse et de la diversité varient en fonction de l'effort d'échantillonnage (surface totale explorée, échantillonnages à différentes saisons, etc.), la situation optimale serait de pouvoir exécuter et évaluer chaque méthode à différentes saisons de l'année et, bien entendu, avoir la possibilité de collecter des mesures d'indicateurs de reconstitution de l'écosystème au cours des différentes saisons. Il a été fait en sorte que la collecte d'indicateurs d'efficacité et de reconstitution de l'écosystème (faune et flore) coïncide avec le printemps faisant suite à l'élimination. Toutefois, étant donné qu'il est nécessaire de réaliser plusieurs suivis afin d'apprécier la tendance de la reconstitution, les résultats présentés ici sont considérés préliminaires, à défaut de suivis à long terme. En tout cas, dans les milieux méditerranéens, caractérisés par une sécheresse estivale prolongée, le printemps concentre une présence et une activité d'organismes relativement supérieures à celles des autres saisons. Il faudra par conséquent adapter l'époque d'exécution des méthodes et de collecte d'indicateurs au type de climat propre à chaque région du monde.

5.1. Sisal (*Agave sisalana*)

Caractéristiques de l'espèce :

Le genre *Agave* spp. comprend des plantes grasses vivaces d'origine américaine aux feuilles en rosette et en général monocarpiques (elles meurent après la fructification), qui épuisent leurs réserves pour produire une grande quantité de graines (Nobel 1988). Elles ont aussi des mécanismes de reproduction asexuée, basés sur la production de rhizomes, dont les méristèmes apicaux produisent de nouvelles pousses (Arizaga et Ezcurra 2002 ; Infante *et al.* 2003). Elles peuvent aussi produire des clones (propagules non pollinisés) dans les méristèmes stériles des tiges florales, en forme de bulbilles ou « drageons » (Arizaga et Ezcurra 1995, 2002).

Les plantes du genre *Agave* ont été utilisées à des fins ornementales (par exemple, l'*Agave americana*) ou pour délimiter des terrains. Dans la région

d'Almería, la présence massive de ce genre (principalement sisal ou *Agave sisalana* et henequén ou *Agave fourcroydes*) dans le milieu naturel est issue de la semence effectuée dans la décennie de 1940-1950 de près de 3 millions de plantes de henequén. 1280 hectares de matorral autochtone ont été remplacés par des plantations mixtes d'*Agave sisalana* et d'*Agave fourcroydes* pour la production de fibre dans ce qui est aujourd'hui le parc naturel Cabo de Gata-Níjar et les environs d'El Toyo (Navarro, 2005). Les plantations ont été localisées dans des sols argileux à des densités initiales de 4500 plantes par hectare (Provansal et Molina 1989). Ces plantations ont été abandonnées 4 ans plus tard en raison de la faible productivité et du développement des fibres synthétiques (Martín-Galindo 1988 ; Provansal et Molina 1989). Elles ont alors été recolonisées en partie par des espèces indigènes. Cependant, dans d'autres cas, les anciennes plantations se sont étendues, principalement dans des habitats côtiers, où le succès de la reproduction est nettement plus important que dans des sols argileux (Badano et Pugnaire 2004). De plus, la prolifération de l'*Agave* spp. réduit considérablement la diversité de la communauté végétale en comparaison avec des zones non envahies, bien que quelques espèces ligneuses telles que les *Helichrysum stoechas* puissent être favorisées dans les zones envahies (Badano et Pugnaire 2004).

Du point de vue de la reproduction, l'*Agave sisalana* et l'*Agave fourcroydes* sont des espèces monocarpiques, c'est-à-dire qui fleurissent une seule fois tout au long de leur cycle de vie. Outre le fait qu'il s'agisse d'hybrides stériles, le processus de reproduction ne donne pas lieu à des graines viables (Guillot *et al.* 2008). Ces deux caractéristiques suggèrent que la propagation de ces espèces dans l'écosystème indigène pourrait être réduite, cependant, les deux espèces présentent deux mécanismes de multiplication végétative très efficaces. Leur reproduction par l'intermédiaire de rhizomes via de nouvelles pousses qui se développent à partir de méristèmes au niveau de la base de la tige et par l'intermédiaire de « bulbilles » qui se développent à partir de méristèmes floraux donnent lieu à de nombreux individus clones (González *et al.* 2003). Cependant, la capacité de dispersion de la plante est relativement limitée, puisqu'il ne semble pas que les rhizomes (qui partent de la plante mère) ou les bulbilles (qui sont dispersées par gravité) puissent se déplacer à une grande distance.

Zone de travail :

Les essais ont été réalisés sur un site faisant partie du Parc Naturel de Cabo de Gata-Níjar (Almería). Ce site héberge des extensions envahissantes d'*Agave* spp., représentatives aussi bien de la province d'Almería que des autres pro-

vinces côtières d'Andalousie. En particulier, des formations mixtes d'*Agave sisalana* et d'*Agave fourcroydes* ont été choisies sur des sables côtiers (Fig. 12), où -comme il a déjà été mentionné-, ces espèces montrent un plus grand succès de reproduction que dans des sols argileux et présentent donc un plus grand potentiel de colonisation. Cet environnement abrite également des habitats d'intérêt communautaire prioritaire (par exemple, matorrals arborescents de *zyziphus lotus* et dunes méditerranéennes), ainsi que certaines espèces menacées (*ononis talaverae*, VU) ou presque menacées (par exemple, *Lycium intricatum*) (Cabezudo *et al.* 2005) qui en font un endroit idéal où établir des priorités sur la conservation du milieu naturel et dans lequel les tests proposés ici peuvent avoir un plus grand potentiel pour la gestion. Les tests ont été effectués sur l'*Agave sisalana*, espèce dominante dans la zone choisie.

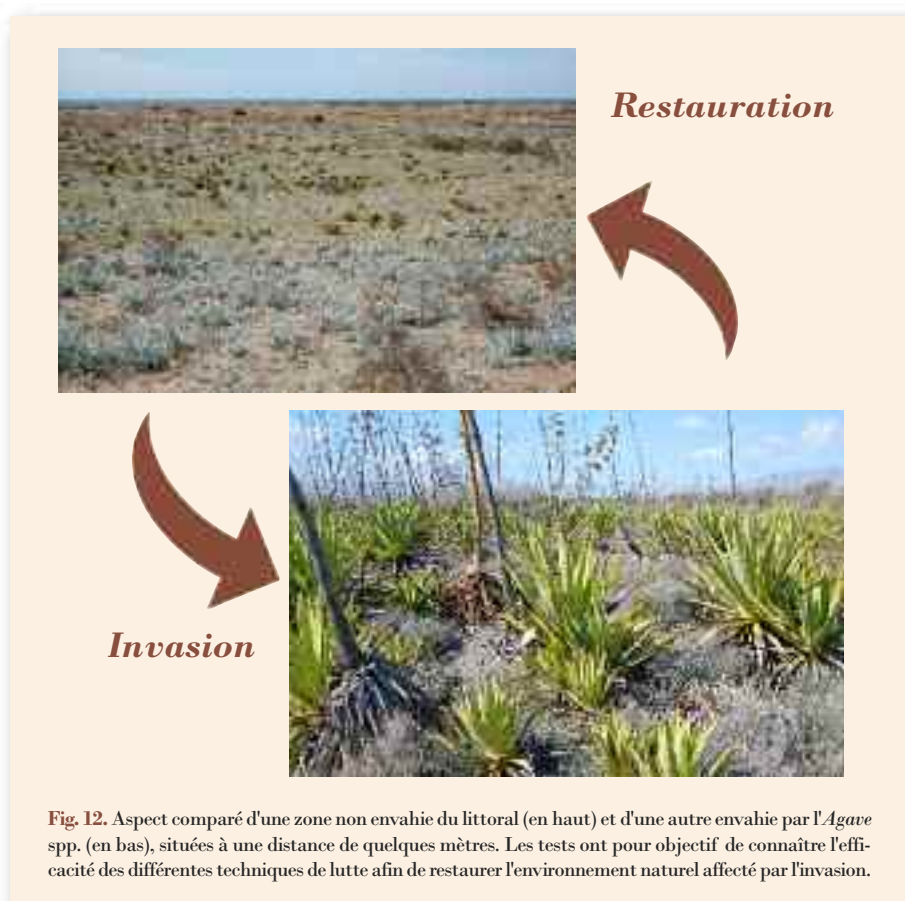


Fig. 12. Aspect comparé d'une zone non envahie du littoral (en haut) et d'une autre envahie par l'*Agave* spp. (en bas), situées à une distance de quelques mètres. Les tests ont pour objectif de connaître l'efficacité des différentes techniques de lutte afin de restaurer l'environnement naturel affecté par l'invasion.

5.1.1. Les bulbilles comme mécanisme d'expansion de l'agave

En complément des méthodes testées, une approximation préliminaire de la capacité d'avancée de l'*Agave sisalana* a été réalisée sur la base de l'abondance des bulbilles sur le front de colonisation. Pour ce faire, le nombre de bulbilles par m² a été mesuré en $n = 20$ transects perpendiculaires au front de colonisation et séparés entre eux de 10 mètres. Les résultats ont montré que bien que la densité des bulbilles puisse être extrêmement élevée (jusqu'à 200 bulbilles/m²), il est rare qu'elles apparaissent au-delà des 10 m de distance de la zone envahie (Fig. 13).

L'écart élevé des données par rapport à la moyenne (toutes les données présentent un coefficient de variation > 1 ; qui n'est pas montré dans la Fig. 13) suggère que plusieurs facteurs peuvent influencer fortement la répartition des bulbilles. Parmi eux se trouvent :

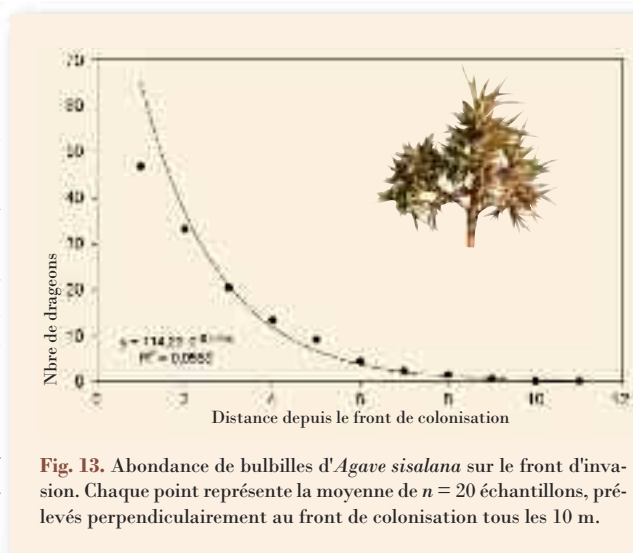


Fig. 13. Abondance de bulbilles d'*Agave sisalana* sur le front d'invasion. Chaque point représente la moyenne de $n = 20$ échantillons, prélevés perpendiculairement au front de colonisation tous les 10 m.

- La présence de tiges florales récentes. Dans les jeunes peuplements (sans tiges florales), il y a une absence locale de drageons.
- L'endroit vers lequel s'est inclinée la tige florale : lorsque l'inclinaison est plus forte, les drageons peuvent aller plus loin et ne pas tomber sur les plantes mères.
- Le sens du vent dominant, qui fait osciller la tige florale dans un sens ou dans un autre.
- La présence et le type de végétation : s'il s'agit d'un arbuste, les drageons tombent sur celui-ci et n'atteignent pas le sol.
- L'intensité du vent à l'époque de la fructification, qui peut secouer la tige florale avec plus de force et ainsi libérer les drageons plus loin.

Une autre question complémentaire par rapport à ces données serait d'analyser quel pourcentage de ces bulbilles finit par générer un individu adulte, phénomène qui peut s'avérer à son tour extrêmement dynamique, variant selon la climatologie de chaque année (au cours des années plus humides un taux plus élevés de recrutement est attendu).

Les résultats des différentes méthodes testées sont présentés ci-après.

5.1.2. *Élimination par arrachage mécanique sélectif*

Méthodologie :

Cette méthode consiste en l'extraction un à un des pieds de *A. sisalana* en ayant recours à des outils. Il existe un grand nombre d'engins habituellement utilisés dans le bâtiment (grues, pelles hydrauliques, camions-grues, etc.) très versatiles et fonctionnels qui, adaptés à la gestion des espèces exotiques envahissantes, peuvent offrir des solutions intéressantes (par ex. Cifuentes 2012) (voir les illustrations de la Fig. 14). Ce type d'engins est spécialement utile pour les cas difficiles lorsque, par exemple, la taille et le poids des éléments en question dépassent la capacité des outils de travail conventionnels. Dans tous les cas, l'utilisation d'engins en milieu naturel doit toujours se faire avec prudence et il est recommandé de veiller à donner des consignes claires aux agents chargés de mener à bien les travaux.

En ce sens, pendant la phase d'évaluation des différentes alternatives, a été abordée la possibilité d'utiliser des camions grues, équipés d'une benne preneuse ou d'un type de câble, de chaîne ou d'élingue permettant l'arrachage



Fig. 14. Types d'accessoires d'engins BTP qui peuvent s'adapter à l'extraction sélective de plantes envahissantes. Voir eurider.es.

par traction et de manière sélective des pieds d'*A. sisalana*. Ce genre d'intervention a été retenu car les plantes de sisal poussaient sur des sols sableux, peu compactés. Après en avoir débattu avec le personnel chargé du chantier, on a pensé que cette méthode pourrait donner de meilleurs résultats pour d'autres espèces du genre *Agave* (par ex. *A. americana*) dont les racines sont moins profondes et ne se multipliant pas par stolons ni rhizomes. Cependant, *A. sisalana* et *A. fourcroydes* qui se multiplient par rhizomes pourraient présenter une plus grande résistance à la traction qu'*A. americana*. Cette résistance à la traction pourrait, de l'avis des conducteurs des engins, endommager la grue. Il a donc été décidé de monter ce type d'accessoires (godet, grappin, benne preneuse, câble) sur une pelle hydraulique mixte dont le bras est beaucoup plus résistant que la grue d'un camion et possède par ailleurs une plus grande portée. Ce dernier point était spécialement important pour ce travail vu que l'on voulait éviter à tout prix que l'engin n'écrase les espèces indigènes ou ne compacte le sol du milieu naturel pour ne pas mettre en péril la reconstitution de l'écosystème.

Résultats :

Les résultats ont confirmé qu'il s'agit d'une technique très performante (100 % des pieds éliminés) (Fig. 15) et par ailleurs très rapide (environ 250 m² éliminés par jour) (voir fiche). Le seul inconvénient est le coût de la location de l'engin et la redevance de rejet mais il s'agit d'une méthode des plus utiles grâce à son efficacité et sa rapidité.

5.1.3. Debroussaillage et couverture géotextile

Méthodologie :

Partant du fait qu'*A. sisalana* se multiplie par rhizomes, on a assumé la possibilité que des rhizomes pouvaient rester enterrés et donner lieu à des rejets. C'est ainsi que le deuxième traitement testé a été la réalisation d'un débroussaillage mécanique de la partie aérienne du sisal pour ensuite recouvrir la zone traitée avec un filet (géotextile) pour faire en sorte que l'ombre et les températures élevées sous la surface puissent empêcher le développement des repousses. Il existe sur le marché une gamme très vaste de filets géotextiles, faits avec des matériaux différents, avec divers grammages et épaisseurs, que distribuent plusieurs entreprises ; par conséquent, on peut compter sur une grande variété de modèles et de prix en fonction de la qualité.



Fig. 15. Aspect de l'une des parcelles avant et après de l'arrachage mécanique d'*A. sisalana*.

Le cas échéant, a été choisi un filet de qualité et d'épaisseur moyennes (en polypropylène thermofixé de haute résistance, blanc et grammage 120 g/m²).

Au début de l'essai, on a été surpris par la grande quantité de fibres de la feuille (Fig. 16) ; c'est précisément la raison de l'introduction de cette espèce dans la province d'Almería dans les années 1950. Ce grand nombre de fibres empêche de la faucher



Fig. 16. L'utilisation d'un outil de coupe non approprié fait apparaître les nombreux paquets de fibres contenus dans les feuilles d'*Agave sisalana* et d'*A. fourcroydes*.

avec certains types d'outils et cette méthodologie a donc permis en un premier temps de vérifier quel est le type d'outil le plus approprié à la coupe d'*Agave sisalana* (Fig. 17).



Fig. 17. Types d'outils de coupe pour débroussaillage et leur adaptation ou pas à la coupe des plantes fibreuses d'*Agave sisalana*.

Résultats:

Cette méthode a démontré être très appropriée pour enrayer l'avancée du front de colonisation et restaurer la surface envahie (Fig. 18 et 19). Lorsque les peuplements débroussaillés étaient situés sur le front de colonisation, la superficie traitée était directement connectée à la zone non envahie dont la restauration pouvait être favorisée par cette connectivité directe. Plusieurs mois après le traitement, aucun rejet ne s'est développé et cette méthode semble donc avoir prouvé son efficacité.



Fig. 18. Peuplements sélectionnés pour la méthode de débroussaillage et de couverture géotextile, avant et après l'intervention.



Fig. 19. Aspect de la parcelle couverte de géotextile après avoir débroussaillé les peuplements isolés. À noter que les bandes de géotextile ont été recouvertes de sable sur leur périmètre afin de les protéger du vent.

5.1.4. Traitements herbicides

Méthodologie :

L'application d'herbicides est une option généralement bon marché pour lutter contre la flore exotique envahissante. Cependant cette option présente des risques associés à sa faible sélectivité. La législation espagnole interdit l'emploi d'herbicides dans les milieux aquatiques ou sur leurs berges (5 mètres). Les éventuels effets négatifs peuvent se réduire grâce à une exécution soignée du processus d'application retenu et au choix d'un désherbant systémique ou de contact sans effet sur la germination des semences qui se trouvent dans le sol (sans effet prélevée).

Dans le cas d'*A. sisalana*, les traitements chimiques ont été basés sur le glyphosate (Roundup Ultra Plus®), appliqué par pulvérisation foliaire ou injection dans la souche.

a) Traitement foliaire par pulvérisation avec un pulvérisateur à dos (Fig.

20). Vu que le traitement consiste en l'application d'herbicide sur toute la biomasse foliaire, trois tests à faibles doses (1 %, 2 % et 5 %) ont été réalisés non seulement pour minimiser la quantité de produit employé et par conséquent le coût, mais aussi pour amortir les dérives d'agent toxique vers le milieu naturel. Afin de garantir une application homogène du produit sur tous les pieds, on y a ajouté un colorant bleu Bluemark® (100 mL par pulvérisateur de 16 L). C'est ainsi qu'on a pu identifier les pieds préalablement traités et vérifier la bonne répartition de l'herbicide sur toute la surface de la plante, ce qui contribue à améliorer l'efficacité du traitement. Par ailleurs, comme tous les pieds traités ne possédaient pas la même taille, la hauteur et le diamètre de chaque pied traité, ainsi que le volume de mélange employé, ont été mesurés. Ceci a permis de savoir quelle est la quantité de produit requise pour l'application de ce type de traitement.



Fig. 20. Traitement chimique d'*Agave sisalana* par pulvérisation. Détail de la feuille ayant subi le traitement herbicide avec ajout de colorant bleu pour aider à réaliser une application homogène.

b) Traitement par injection à la base de la tige. Dans ce cas, vu que le volume appliqué est très faible, plusieurs fortes doses d'herbicide ont été testées : produit pur non dilué (glyphosate à 36 % vol.) et dilué à 50 % (glyphosate 18 % vol.).

Ces deux traitements ont été appliqués sur 20 pieds différents. Les effets de l'herbicide sur la plante ont été étudiés un mois après l'application, pour établir le degré de dégradation (Bickerton 2006) ainsi que la perte d'eau comme indicateur du degré de flétrissement de la feuille. Les degrés de dégradation sont indiqués au Tableau 4 :

Degré de dégradation	Symptômes
Plantes saines	Sans dommages apparents ; couleur verdâtre similaire aux plantes non traitées.
Plantes légèrement dégradées	Jaunissement / rougeur ou flétrissement partiel affectant moins de 50 % de la plante (Fig. 21).
Plantes malades	Plus de 50% du tissu nécrosé/flétri
Plantes mortes	Sans tissus vivants (verts)

Tableau 4. Évaluation qualitative de la dégradation provoquée par l'herbicide sur *Agave sisalana*.



Fig. 21. Exemples de dégradation légère (rougeur ou nécrose partielle) des plantes traitées par injection d'herbicide à la base de la tige.

Pour évaluer la perte d'eau, ont été prélevés des échantillons de feuilles (2 feuilles par pied) aussi bien dans le cas des traitements par pulvérisation foliaire que par injection dans la souche. Le choix de l'échantillonnage a pris en compte le modèle de croissance d'Agave dont les nouvelles feuilles poussent verticalement à partir d'un bourgeon central puis horizontalement au gré de leur maturité. Il a donc été décidé de prélever les feuilles intermédiaires, avec une inclinaison $45 - 50^\circ$ par rapport à l'horizontale (Fig. 22). Les échantillons ont été pris sur la partie centrale de la feuille, et les 15 - 20 premiers centimètres à partir de l'apex ont été rejetés. Le ramassage a été réalisé en début de matinée et les feuilles ont été immédiatement transférées au laboratoire pour éviter les pertes d'eau et mesurer leur poids frais.



Fig. 22. Partie de la plante sélectionnée pour évaluer l'efficacité de l'herbicide

Résultats :

Du point de vue qualitatif, les résultats ont montrés que le traitement par injection à la base est plus effectif, avec un net jaunissement et une rougeur partielle des feuilles qui sont arrivées à montrer des signes clairs de flétrissement au niveau de l'apex (Fig. 21). Par contre, les pieds traités par pulvérisation foliaire étaient pratiquement sains ou montraient des effets très variables sur la plante.

Toutes les plantes traitées ont perdu beaucoup plus de poids (eau) que les pieds non traités (témoins) (Fig. 23). Ceci est d'autant plus évident si l'on compare les traitements à 1 % et à 2 % vol. aux prélèvements témoins. Même si les pieds traités et non traités présentaient un aspect pratiquement similaire, la perte d'eau subie pour une même période de déshydratation (1 semaine) est significativement plus importante ($p > 0,01$) que dans le cas des pieds témoins. Par conséquent, l'herbicide abîme les tissus et fait ainsi diminuer la résistance à la déshydratation d'*Agave* spp. Autrement dit, même si les pieds traités et non traités présentent apparemment le même aspect, il est possible que la capacité des pieds traités de stocker de l'eau pendant une période

de sécheresse prolongée puisse diminuer. Des différences significatives ont été trouvées entre toutes les plantes traitées et les plantes témoins et entre les traitements foliaires et à la base, mais non pas entre les différents dosages appliqués à la base.

Sous les pieds traités a été trouvé du glyphosate (entre 1995 et 3 802 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec de sol) et de l'AMPA (388 - 1 216 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec de sol). La concentration n'est pas en corrélation avec la dose employée. Ces résultats suggèrent qu'une partie du produit appliqué glisse littéralement sur les feuilles (en raison de l'inclinaison, de la morphologie et de la présence de cires sur leur surface) et se perd dans le sol.

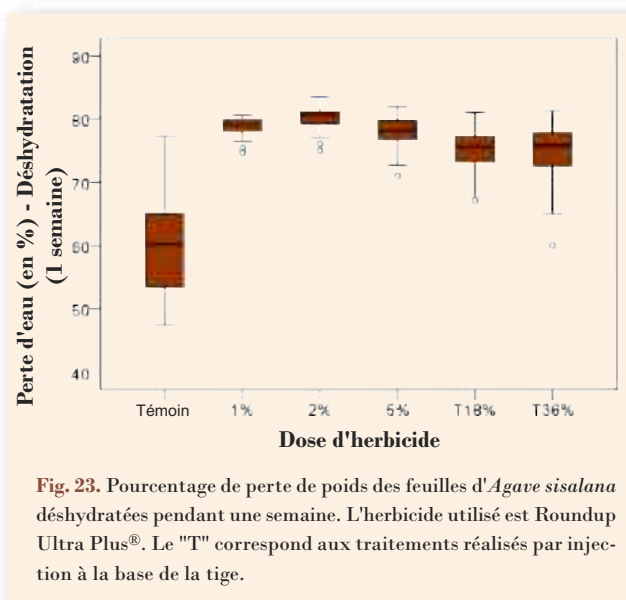


Fig. 23. Pourcentage de perte de poids des feuilles d'*Agave sisalana* déshydratées pendant une semaine. L'herbicide utilisé est Roundup Ultra Plus®. Le "T" correspond aux traitements réalisés par injection à la base de la tige.

5.1.5. Impact d'*Agave sisalana* sur la végétation indigène

Les résultats montrent des changements significatifs au niveau de la composition de la communauté de plantes en fonction du type de parcelle (envahies,

non envahies et traitées) un mois après le traitement (Tableau 5). Le nombre d'espèces indigènes était plus important dans les parcelles envahies et traitées (entre 18 et 19 espèces) que dans les non envahies (12 espèces) (Tableau 6). Cependant, l'indice de Berger - Parker a révélé des valeurs inférieures de dominance dans les zones non envahies par rapport aux deux autres, ce qui suggère une répartition plus équitable entre les espèces représentées dans la zone bien conservée (Magurran 2004). L'indice de diversité de Simpson a donné des résultats très similaires dans tous les cas, bien que les valeurs plus importantes de l'indice de Brillouin suggèrent que la diversité des plantes est significativement plus élevée dans les parcelles envahies que dans les non envahies (Tableau 5). Toutefois, comme très peu de temps s'est écoulé depuis le traitement, ces résultats doivent être considérés préliminaires.

Comparaison des parcelles	Similarité (%)	
	Mars	Avril
Envahie vs non envahie	20 (< 0,001*)	19 (< 0,001*)
Non envahie vs traitée	14 (< 0,001*)	21 (< 0,001*)
Envahie vs traitée	36 (< 0,001*)	29 (< 0,001*)

Tableau 5. Similarité (en %) de la composition de la flore indigène entre les parcelles envahies par *Agave sisalana*, non envahies et traitées. Le symbole "*" placé après la valeur de signification P obtenue grâce au test d'Anosim, indique l'existence de différences significatives entre les parcelles. Les résultats ont été obtenus en comparant la flore d'un total d'entre 60 (avril) et 100 (mars) quadrats de 1 m² dans chaque zone.

Type de parcelle	Richesse (nbre d'espèces)	Indice de dominance	Indice de diversité	
		Berger-Parker	Simpson (1-D)	Brillouin
Envahie	19	0,22	0,89	2,37
Non envahie	12	0,14	0,89	2,18
Traitée	18	0,22	0,87	2,14

Tableau 6. Richesse et indice de diversité et de dominance de la flore indigène des parcelles envahies par *Agave sisalana*, non envahies et traitées, résultats correspondant à avril 2014. Les résultats ont été obtenus sur un total de 60 quadrats de 1 m² dans chaque zone.

Les parcelles envahies ont présenté une plus grande abondance d'espèces ligneuses colonisatrices comme *Helichrysum stoechas* et *Thymelaea hirsuta* que les zones non envahies, comme l'affirment Badano et Pugnaire (2004). Dans les zones non envahies, dominent des espèces des espèces avec un port plus petit comme *Cyperus capitatus*, *Ononis talaverae*, *Euphorbia ranunculoides* ou *Reichardia intermedia* (Fig. 24).

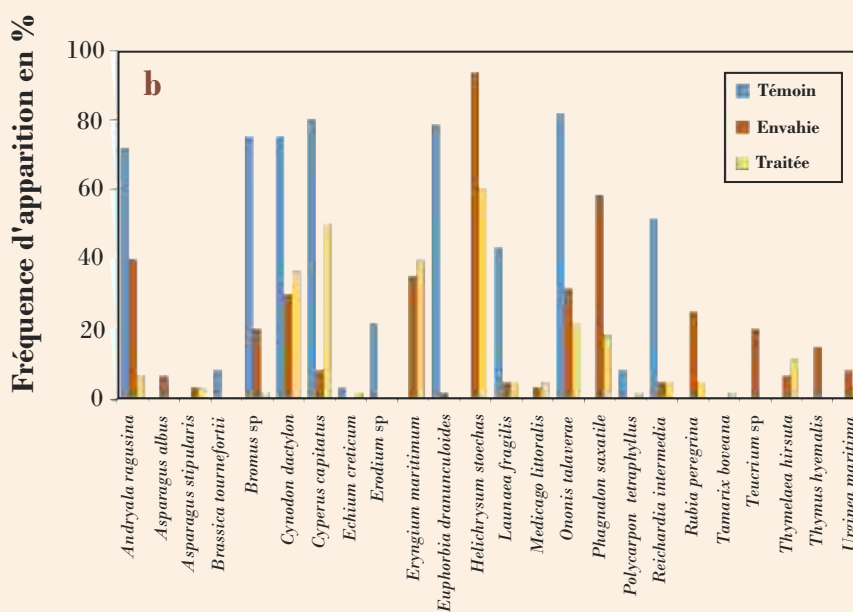


Fig. 24. Flore présente dans les zones envahies par *Agave sisalana*, non envahies et traitées. A) Quelques espèces représentatives ; B) Fréquence d'apparition de chaque espèce, calculé comme suit : nombre de quadrats où l'espèce est présente / nbre total de quadrats échantillonnés. Les données correspondent au mois d'avril.

Les résultats s'opposent en partie à ceux de Badano et Pugnaire (2004) qui soutiennent que la prolifération d'*Agave* spp diminue significativement la diversité de la communauté végétale par rapport aux zones non envahies. L'augmentation de la richesse n'est pas surprenante si l'on considère les modifications de l'habitat colonisé par *Agave* spp. qui transforme un terrain sableux exposé à l'insolation et au vent (et par conséquent avec des conditions environnementales pouvant être considérées extrêmes) en une zone de buissons relativement protégée du vent. Si l'on ajoute qu'*Agave* spp. n'occupe pas entièrement toute la parcelle mais laisse des clairières (y compris dans les zones envahies matures), cela pourrait expliquer l'augmentation du nombre d'espèces observées.

5.1.6. Impact d'*Agave sisalana* sur la communauté d'arthropodes errants

La communauté d'arthropodes errants trouvée au printemps sur le site d'Amoladeras était majoritairement composée de coléoptères de la famille des Ténébrionidés comme *Tentyria elongata*, *Erodius carinatus* subsp. *mendizabali*, *Pimelia hispanica*, *Akis discoidea* et *Scaurus vicinus*, ainsi que le carabidé *Scarites buparius* (Fig. 25). *Erodius carinatus* subsp. *mendizabali* était l'espèce dominante en mars et en avril, représentant à elle seule entre 82 et 89 % de l'abondance totale, et associée à *T. elongata* et *S. buparius* > 97 % des captures. Par conséquent, il s'agit d'un milieu avec une faible diversité et des espèces très adaptées à des conditions extrêmes imposées par le terrain sableux (insolation élevée, température et sol meuble).

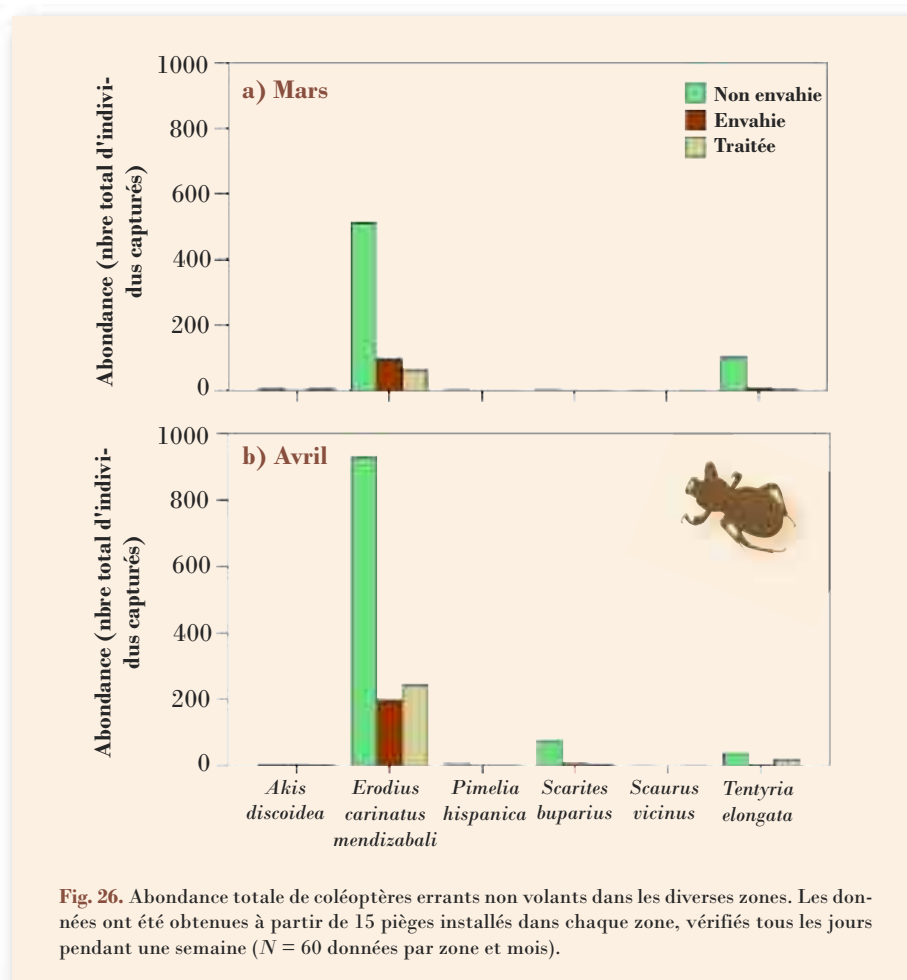
Concernant l'abondance totale, le total des individus capturés aussi bien en mars qu'en avril a été 5 fois supérieur dans la zone non envahie que dans l'envahie, ce qui démontre que la colonisation par le sisal provoque de toute évidence un impact sur l'abondance totale de coléoptères errants (Fig. 26). Ce résultat contredit celui obtenu pour la communauté de plantes indigènes.

L'analyse du nombre d'individus trouvés par piège et par jour (Fig. 27) a permis de constater des différences significatives dans le cas des genres *Tentyria*, *Erodius* (en mars et avril) et *Scarites* (seulement en avril), mais non pas pour le reste des espèces qui n'ont été que ponctuellement repérées (Tableau 7). Les raisons de l'exclusion des coléoptères qui errent habituellement sur les dunes, ne sont pas claires et pourraient être dues à une association de facteurs.

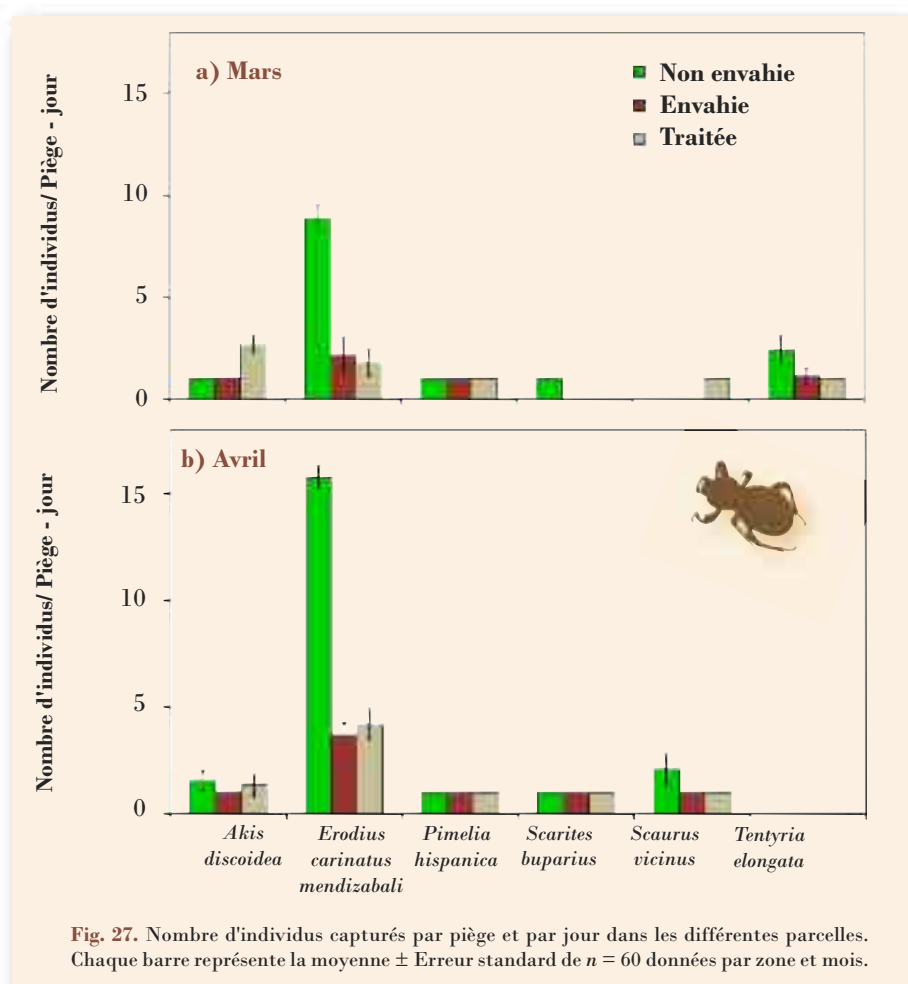


Fig. 25. Certains coléoptères présents dans les sables de Las Amoladeras (Almería).

D'une part, les peuplements d'*Agave sisalana* peuvent constituer une barrière matérielle pour le passage des invertébrés. D'autre part, d'autres plantes indigènes pouvant également représenter un obstacle sont bien moins représentées que le sisal dans les zones envahies. Autrement dit, le pourcentage de "plantes-barrières" est dominant dans la zone envahie et occasionnel dans la zone non envahie. Cependant, la présence de nombreux espaces dégarnis entre les massifs de sisal semblerait indiquer une plus grande présence de coléoptères vu que l'habitat leur est apparemment favorable : il est donc supposé qu'il existe d'autres facteurs qui agissent en synergie.



Les plantes de sisal et les tiges florales sèches pourraient être utilisées comme perchoirs par des oiseaux à l'affût, ce qui se traduirait par une augmentation de la déprédation par rapport aux zones non envahies. En fait, sans avoir réalisé une recherche approfondie, nous avons trouvé plusieurs exemplaires de coléoptères embrochés sur les pointes des plantes de sisal, un comportement habituel des oiseaux du genre *Lanius*. (Carlson 1983 1985 ; Hernández 1993). Cela pourrait être également dû aux différences dans la composition de la flore entre les zones envahies et les non envahies : c'est ainsi que certaines espèces déplacées pourraient constituer une plante nourricière pour les coléoptères. Des effets en cascade pourraient également être en train de se produire.



Il a été constaté que les oiseaux steppiques se retrouvent également exclus des zones envahies par le sisal (tel que l'ont affirmé des agents du ministère régional de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire). On pense que ces oiseaux ont une action de régulation de l'abondance des déprédateurs (par ex., les lézards) des arthropodes errants, et l'augmentation des populations de ces déprédateurs dans les zones envahies pourrait contribuer à réduire l'abondance de coléoptères. Quoiqu'il en soit, en raison de l'insuffisance de données publiées, il est recommandé de réaliser des études supplémentaires pour mieux comprendre les effets de la colonisation par le sisal.

Espèce	Envahie vs. Non envahie		Non envahie vs. Traitée		Envahie vs. Traitée	
	Mars	Avril	Mars	Avril	Mars	Avril
<i>Tentyria elongata</i>	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,023*	0,531	0,001*
<i>Erodium carinatum</i> <i>subsp. mendizabali</i>	<0,001*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,035*	0,507
<i>Pimelia hispanica</i>	0,315	0,029	0,315	0,029	0,991	0,991
<i>Akis discoidea</i>	0,085	0,994	0,232	0,655	0,622	0,655
<i>Scarites buparius</i>	0,082	<0,001*	0,082	<0,001*	1	0,116

Tableau 7. Valeurs de signification statistique obtenues à partir de la comparaison du nombre d'individus de chaque espèce observée par piège et jour grâce au test d'U-Mann - Whitney. Le symbole "*" indique l'existence de différences significatives. Les données ont été obtenues d'un total de 15 pièges par zone, vérifiés tous les jours pendant une semaine ($N = 60$ données par zone et mois).

5.2. Lantanier (*Lantana camara*)

Caractéristiques de l'espèce :

Le genre *Lantana* (Verbénacées) est originaire des zones tropicales et subtropicales du continent américain (Henderson *et al.* 1987). Son nom vernaculaire en espagnol "drapeau espagnol" évoque les couleurs des inflorescences de la variété ou du type commun mais n'a rien à voir avec son origine géographique. Il s'agit d'un arbuste vivace et ligneux qui peut atteindre 2 - 4 m de hauteur mais qui peut grimper jusqu'à 15 m s'il s'appuie sur d'autres espèces. Ses feuilles sont opposées, ovales ou oblongues ovales, de 2 - 10 cm de longueur sur 2 - 6 cm de largeur, d'un vert brillant, rugueuses, avec des petits poils et des bords crénelés. Elles dégagent une odeur âcre lorsqu'elles sont broyées. La tige quadrangulaire est sertie d'épines recourbées qui sont parfois absentes chez les espèces cultivées. Les inflorescences sont composées de 20 - 40 fleurs, d'environ 2,5 cm de diamètre, de couleurs variées (blanc, blanc cassé, jaune, mauve et rouge) (Fig. 28). Depuis 1858, le lantanier est cultivé à des fins ornementales en raison de la beauté de ses fleurs (Stirton 1983). La floraison se produit pendant les mois les plus chauds mais peut se prolonger pendant toute l'année lorsque les conditions de lumière et d'humidité sont appropriées. Certaines variétés possèdent des feuilles riches en alcaloïdes toxiques pour le bétail (Wells y Stirton 1988 ; Morton 1994).



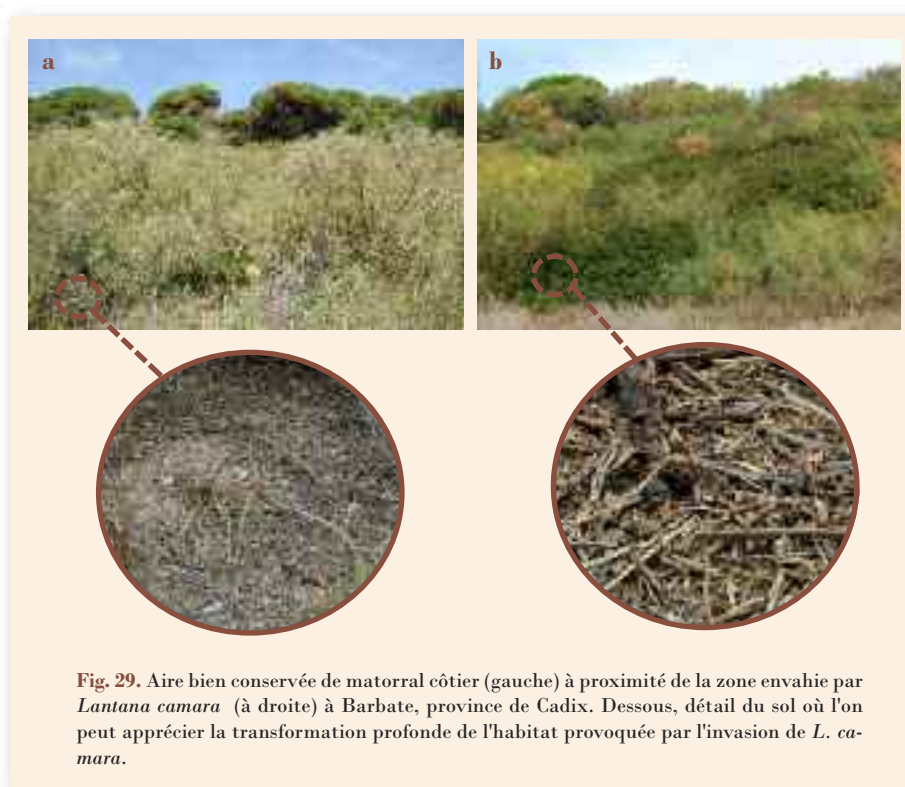
Fig. 28. *Lantana camara*, plante américaine largement utilisée comme plante ornementale dans le monde entier.

Il s'agit d'une espèce très envahissante qui affecte les écosystèmes indigènes dans plus de 60 pays du monde (Parsons et Cuthbertson 2001). En fait, elle est classée parmi les 100 espèces envahissantes les plus dangereuses (Lowe *et al.* 2004). Elle peut se développer dans des habitats et des types de sols très différents. Normalement, elle préfère les espaces ouverts et ensoleillés tels que les terres dégradées, les zones de parcours, les lisières de forêts tropicales et subtropicales, les forêts tempérées et les forêts en restauration après un incendie. Elle envahit également les plantations et les rives des cours d'eau (Sharma *et al.* 2005). Parmi les caractéristiques biologiques qui contribuent au succès de *Lantana* comme espèce envahissante, on peut citer sa plasticité phénotypique, sa dispersion favorisée par les activités de surpâturage, sa vaste répartition géographique, sa reproduction végétative, sa tolérance au feu, et sa capacité de concurrencer la flore indigène, son allélopathie et sa toxicité pour les animaux (Achhireddy *et al.* 1985 ; Jain *et al.* 1989 ; Gentle et Duggin 1997 ; Ambika *et al.* 2003).

Zone de travail :

Le site de la plage de La Hierbabuena qui fait partie du Parc naturel de La Breña et des marais de Barbate (Cadix) a été choisi pour la réalisation des essais (Fig. 29). Ce site accueille les plus grands peuplements envahissants de *Lantana camara* connus jusqu'à présent en Andalousie, et alerte sur la capacité de colonisation des milieux littoraux de cette plante. Son utilisation massive comme plante ornementale représente un risque réel d'apparition de nouveaux foyers de propagation, Par conséquent, les résultats obtenus pourraient être utiles et applicables à d'autres milieux du territoire. Notamment à Barbate, *Lantana camara* a constitué des peuplements très denses sur les zones de sable côtières (Fig.29) qui ont un impact négatif sur les habitats d'intérêt communautaire (par ex. les dunes littorales avec *Juniperus* spp., les dunes boisées de *Pinus pinea* et/ou de *Pinus pinaster*) et les espèces menacées comme le genévrier à gros fruits (*Juniperus macrocarpa*), classé "en danger" en Andalousie (Cabezuda *et al.* 2005). Par conséquent l'emplacement retenu a été également considéré un espace très approprié où donner priorité à la conservation du milieu naturel et où les résultats des essais prévus ont un plus grand potentiel d'exploitation.

L'étude a été réalisée sur des terrains côtiers sableux, s'étendant en un relief doux parsemé de buissons et de genêts blancs (*Retama monosperma*), de genévriers à gros fruits (*Juniperus macrocarpa*), de palmiers nains (*Chamaerops humilis*) et de végétation psammophile comme *Pancratium maritimum*. La végétation indigène est pratiquement absente dans les aires envahies car les peuplements de *L. camara* couvrent entièrement l'espace de leurs massifs arrondis (Fig. 29).



5.2.1. Débroussaillage et couverture geotextile

Méthodologie :

Le débroussaillage de toute la partie aérienne a été réalisé avec des débroussailleuses équipées de lames à 3 pointes comme dans le cas d'*Agave sisalana*. La structure et la densité des peuplements de *Lantana camara* ont spécialement compliqué l'opération. Les lantaniers poussent en massifs très compacts et ne présentent pas une tige principale évidente que l'on pourrait couper. L'enchevêtrement des branches a représenté énormément de contraintes pour le débroussaillage sélectif (Fig. 30 a). Les quelques pieds d'autres espèces comme le genêt blanc (*Retama monosperma*) ou l'olivier sauvage (*Olea europea*) qui ont miraculeusement survécu parmi les lantaniers (et qui parfois sont complètement cachés) se mêlent aux tiges de ces derniers. Souvent, *L. camara* peuple les pentes très fortes (Fig. 30 b), augmentant la



Fig. 30. Débroussailllements de *Lantana camara*. On peut apprécier la complexité des travaux due à la structure des peuplements et la colonisation de zones à fortes pentes.

difficulté des travaux, les agents devant avoir recours à des lignes de vie, avec les coûts plus importants qui en découlent. L'absence d'une tige ou d'un tronc principal rend impossible un broyage uniforme, et les zones traitées restent couvertes de morceaux de branches plus ou moins triturées qu'il est très difficile d'éliminer complètement.

Sur toute la superficie traitée, ont été sélectionnées 5 parcelles (d'entre 50 et 100 m²) très envahies par *Lantana camara* (> 75) qui ont été revêtues d'un géotextile à maille anti-herbe. Le géotextile a été ensuite entièrement couvert de sable local (Fig. 31) pour éviter que le vent ne le déplace ou qu'on ne le vole. Le reste de la surface débroussaillée a été laissé tel quel, comme témoin pour évaluer la présence ou l'abondance de repousses.



Fig. 31. Parcelle traitée sur laquelle a été placé un filet géotextile, sous une couche de sable de 5 cm environ pour éviter des déplacements ou un vol éventuel.

Résultats :

Lantana camara possède une très grande aptitude à la repousse comme démontré par le grand nombre de rejets, pouvant surgir de la même tige ou racine (Fig. 32, 33). Par ailleurs, ces nouvelles pousses peuvent fleurir et fructifier de manière très précoce, à peine 1 ou 2 mois après le débroussaillage (Fig. 32, 33), ce qui oblige à les retraiter régulièrement par exemple en appliquant un herbicide foliaire par pulvérisation (Fig. 34). Dans ce genre de cas, de même que pour le mimosa eucalyptus (voir section 5.3), il est recommandé d'appliquer l'herbicide à basse pression (grosse goutte) pour limiter sa dispersion et réduire ainsi au minimum ses effets sur les plantes environnantes non ciblées.



Fig. 32. Nouvelles pousses de *Lantana camara* à partir d'une même tige, 1 mois après le traitement (ci-dessus) ; tiges avec floraison des repousses, 3 mois après le traitement (ci-dessous).



Fig. 33. Parcelle (sans géotextile) massivement recolonisée par de nouvelles pousses de *Lantana camara*, 3 mois après le débroussaillage.

Il convient de concentrer au maximum dans le temps les débroussaillments initiaux car sinon les repousses n'auront pas le même degré de développement lors de l'application de l'herbicide, et cela obligera à prolonger la période de ré-interventions, avec les difficultés d'organisation et de coordination que cela implique.

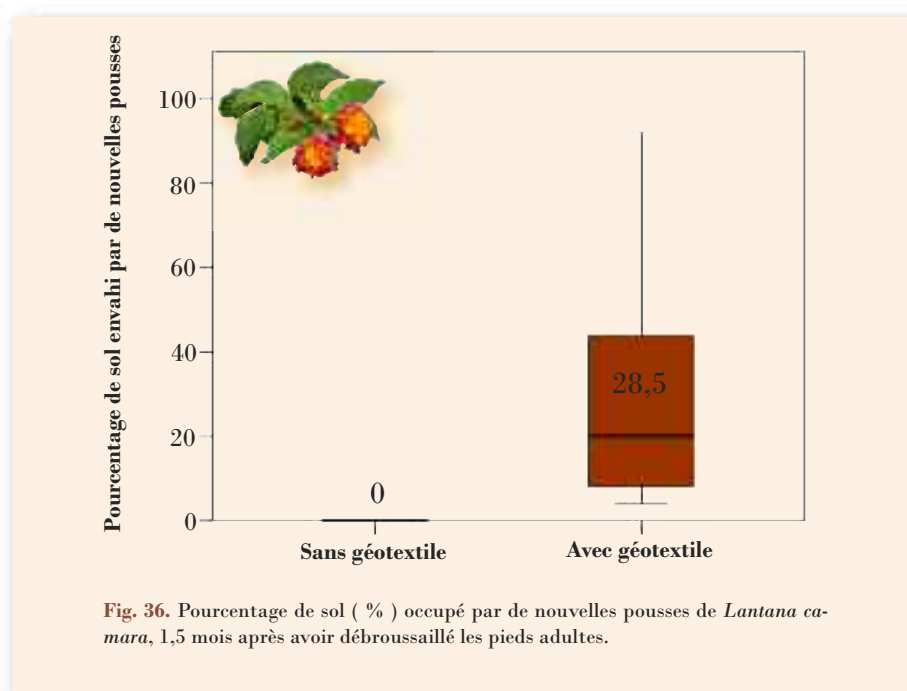
Quant à l'effectivité du traitement, deux mois après le débroussaillage, sur les parcelles non couvertes de géotextile, les nouvelles pousses occupaient en moyenne (\pm erreur standard) $28,5 \pm 0,9$ % du sol traité, ce pourcentage variant toutefois énormément entre 8 et 92 %. Le géotextile a totalement empêché l'apparition de nouvelles pousses de *L. camara*, et s'est avérée être une technique très efficace dans le cas de peuplements monospécifiques (Fig. 35 et 36).



Fig. 34. Application d'herbicide sur les nouvelles pousses de *Lantana camara*, 3 mois après le débroussaillage (traitement sans géotextile).



Fig. 35. Aspect de l'une des parcelles où a été placée une maille contre les mauvaises herbes (zone plus claire) sans aucune nouvelle pousse de *Lantana camara*, contrairement aux zones environnantes où abondent les rejets. a) aspect de la parcelle 1,5 mois après le débroussaillage ; b) la même parcelle 3 mois après le débroussaillage.



5.2.2. Impact de *Lantana camara* sur la communauté végétale

Lantana camara modifie profondément la flore indigène. Comme elle forme des peuplements pratiquement monospécifiques, lorsqu'on débroussaile et qu'on l'enlève, le milieu se retrouve pratiquement dépourvu de végétation (Fig. 37), laissant place à une litière de feuilles mortes et de branches broyées de *Lantana* (Fig. 29).

L'analyse de la composition de la flore avait a priori été prévu pour les parcelles envahies et celles non envahies. Cependant, comme les premières étaient pratiquement infranchissables, les parcelles fraîchement traitées ont été utilisées comme indicateurs de l'impact de *Lantana* sur la communauté indigène. Le pourcentage de similarité entre les parcelles traitées et les non envahies a été de seulement 5 % (SIMPER), ce qui contribue parallèlement à favoriser l'existence de différences significatives entre les deux communautés ($p < 0,001$, Anosim). Le nombre d'espèces a chuté d'une moyenne de 15 espèces dans les zones non envahies à seulement 4 dans les zones fraîchement traitées (Tableau 8). L'indice

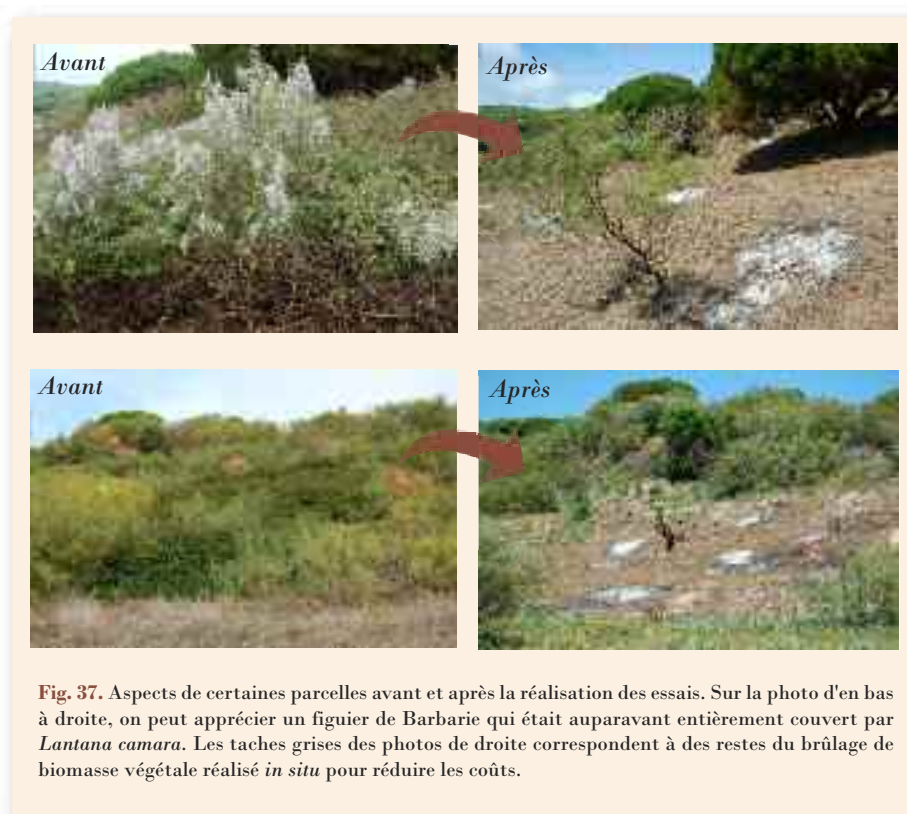


Fig. 37. Aspects de certaines parcelles avant et après la réalisation des essais. Sur la photo d'en bas à droite, on peut apprécier un figuier de Barbarie qui était auparavant entièrement couvert par *Lantana camara*. Les taches grises des photos de droite correspondent à des restes du brûlage de biomasse végétale réalisé *in situ* pour réduire les coûts.

de dominance de Berger-Parker s'est multiplié par 3,5 dans les parcelles traitées et les indices de diversité de Simpson et Brillouin ont nettement baissé.

La reconstitution de la flore indigène, évaluée à court terme (3 mois) après l'intervention a été assez hétérogène. Quelques zones semblent s'être rétablies à court terme (Fig. 38) mais ce rétablissement est entravé par deux facteurs : d'une part, le développement très rapide des nouvelles pousses de *Lantana camara* et d'autre part, la prolifération de plants d'une autre espèce envahissante comme *Solanum sodomeum* (Fig. 39) qui semble être favorisée par la disponibilité d'espace et de nutriments après le débroussaillage massif et le brûlage des restes. Ceci suggère qu'il convient de retirer, en même temps que les lantaniers, toute autre plante envahissante se trouvant dans la même zone de travail. Par ailleurs, il convient également de répéter très régulièrement les actions pour favoriser la recolonisation par la flore indigène.

Type de parcelle	Richesse (nb d'espèces)	Indice de dominance	Indices de diversité	
		Berger-Parker	Simpson (1-D)	Brillouin
Non envahie	15 ± 3	0,17 ± 0,02	0,896 ± 0,008	2,24 ± 0,09
Traitée	4 ± 2	0,60 ± 0,25	0,532 ± 0,259	0,80 ± 0,49

Tableau 8. Richesse et indices de diversité et de dominance de la flore indigène dans les parcelles traitées colonisées par *Lantana camara* et dans les parcelles non envahies, obtenus en mars 2014. Cette donnée représente la moyenne ± SD de $n = 100$ quadrats par parcelle.



Fig. 38. Rétablissement partiel de la flore indigène dans les parcelles traitées. Sur la photo, une des parcelles qui s'est le mieux rétablie 3 mois après le débroussaillage. À observer la présence fréquente de nouvelles pousses fleuries de *Lantana camara* (cercles en pointillés bleus).



Fig. 39. Prolifération de plants de la plante exotique *Solanum sodomeum* dans les zones antérieurement occupées par *Lantana camara*. La présence d'épines sur les tiges et les feuilles des plants de *S. sodomeum* rend difficile un arrachage manuel sélectif.

5.2.3. Impact de *Lantana camara* sur la communauté d'arthropodes errants

La communauté d'arthropodes errants dans la zone de travail est assez riche, avec de nombreuses espèces qui ont été regroupées par classes et ordres afin de présenter une meilleure synthèse des résultats. Les peuplements très denses de *Lantana* ont rendu très difficile l'installation de pièges de chute ; par conséquent, le travail a été réalisé dans la zone non envahie et la zone fraîchement débroussaillée qui peuvent, dans une certaine mesure et au moins sur le court terme, offrir des indices d'impact de la colonisation par *Lantana* sur la communauté d'invertébrés.

Les résultats de mars et d'avril montrent des différences significatives quant à la composition des arthropodes entre les parcelles non envahies et celles fraîchement débroussaillées. Dans les parcelles non envahies, dominent les coléoptères ténébrionidés (comme *Pimelia fornicata*, *Erodius tibialis*) et les carabidés (*Scarites occidentalis*) qui représentent dans leur ensemble entre 39 et 68 % de l'abondance totale. Est également à signaler la forte présence d'isopodes (18 - 51 %), de myriapodes (plus connus sous le nom de mille-pattes) et d'arachnides (Fig. 40). Par contre, les zones envahies par *Lantana camara* montrent une forte perte de coléoptères ténébrionidés et de *Scarites occidentalis* (< 3 %) en faveur des isopodes qui y sont fortement représentés à hauteur de 84 - 89 %. En général, la diversité de la communauté des arthropodes dans les zones traitées s'est significativement amoindrie, avec une augmentation considérable de l'indice de dominance, comme réponse à une forte représentation d'isopodes (Tableau 9).

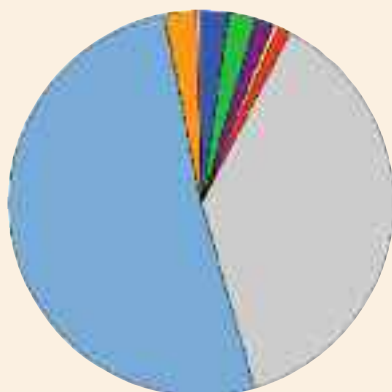
Les parcelles non envahies formées par un bosquet de genêts et de genévriers poussant sur le sable siliceux du littoral, présentent une surface variable (20 - 50 %) de sol dégarni. Cependant, les parcelles envahies fraîchement débroussaillées, même en l'absence de végétation arbustive, sont couvertes d'une épaisse litière de feuilles mortes et de racines de *L. camara* contrairement à celles non envahies qui montrent çà et là des trouées de sable siliceux exposées au vent (Fig. 29).

	Mars		Avril	
	Non envahie	Traitée	Non envahie	Traitée
Richesse	9	8	9	10
Simpson (1-D)	0,59	0,20	0,64	0,29
Brillouin	1,09	0,48	1,31	0,67
Berger-Parker	0,51	0,89	0,55	0,84

Tableau 9. Indices de richesse et de diversité (Simpson et Brillouin) et de dominance (Berger-Parker). Les données ont été obtenues d'un total de 15 pièges par zone, vérifiés tous les jours pendant une semaine ($n = 60$ données par zone et par mois).

a) Mars

Non envahie

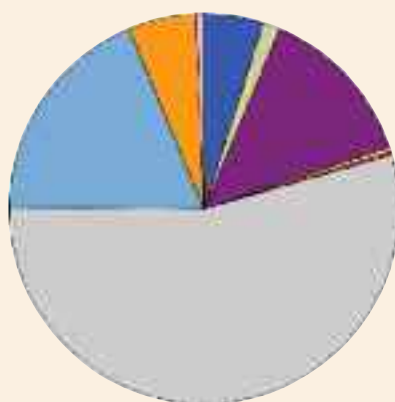


Traitée

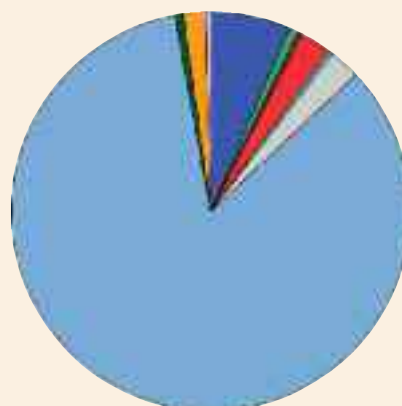


b) Avril

Non envahie



Traitée



Grupos taxonómicos:

- Arachnida, Araneae
- Arachnida, Opiliones
- Arachnida, Trombidiformes
- Coleoptera, Carabidae
- Coleoptera, Curculionidae
- Coleoptera, otros
- Coleoptera, Staphylinidae
- Coleoptera, Tenebrionidae
- Isopoda
- Myriapoda, Chilopoda
- Myriapoda, Diplododa
- Thysanura

Fig. 40. Composition des invertébrés errants non volants capturés dans les pièges de chute en avril aussi bien dans les zones envahies fraîchement débroussaillées que dans les parcelles non envahies bien conservées. Les données ont été obtenues d'un total de 15 pièges par zone, vérifiés tous les jours pendant une semaine ($n = 60$ données par zone et par mois).

5.3. Mimosa (*Acacia saligna*)

Caractéristiques de l'espèce :

Acacia saligna est un petit arbre originaire d'Australie qui peut atteindre les 4 - 7 m de hauteur, possédant parfois plusieurs troncs à l'écorce grisâtre, feuillage très dense et port retombant. Les phyllodes (fausses feuilles) sont retombants et étroits, à la forme elliptique ou oblancéolée, plats, de 8 - 25 cm x 4 - 20 (-50) mm, droits, arqués ou falciformes, à l'apex aigu, glabres, légèrement glauques. Les phyllodes possèdent une nervure centrale prononcée et des nervures latérales assez apparentes (Fig. 41). Les fleurs sont disposées en grappes axillaires, au rachis parfois zigzaguant, plus courtes que les phyllodes, avec 2 - 10 glomérules jaune intense, de 7 - 10 mm de diamètre, sur des pédoncules glabres de 5 - 15 (- 20) mm de longueur. Les fleurs sont pentamères. Le fruit est une gousse étroite, légèrement aplatie entre les graines, de 5 - 14 cm x 5 - 6 mm, glabre ou parfois légèrement pubescente, avec des graines oblongues, légèrement elliptiques, de 6 - 6 mm de longueur, disposées longitudinalement (Valdés *et al.* 1987).

C'est une espèce bien représentée en Andalousie, utilisée à des fins ornementales, qui a été profusément employée pour végétaliser les bords des routes.



Fig. 41. *Acacia saligna*, originaire d'Australie et fréquemment utilisée comme plante ornementale.

Zone de travail :

Les essais ont été réalisés sur des falaises littorales d'une côte sableuse, parsemée de formations arbustives (Fig. 41) où dominent le genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata*), *Rhamnus lycioides* subsp. *oleoides* et quelques genévriers à gros fruits (*Juniperus macrocarpa*), des plantes vivaces comme *Calendula suffruticosa* subsp. *algarbiensis*, *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula stoechas*, *Stauracanthus genistoides*, *Ononis natrix* subsp. *ramosissima*, *Anthemis maritima*, et autres plantes herbacées annuelles *Cachrys libanotis*, *Verbascum giganteum* subsp. *martinezii*, *Vulpia alopecuros*, etc. Ces milieux abritent des habitats d'intérêt communautaire (par ex. les dunes littorales avec *Juniperus* spp., les dunes boisées de *Pinus pinea* et/ou *Pinus pinaster*). Dans cette zone poussent également plusieurs espèces menacées comme *Juniperus macrocarpa* (CR), *Thymus albicans* (CR), *Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* (VU), *Armeria macrophylla* (VU) (Cabezudo et al. 2005), ce qui oblige à réaliser des traitements de lutte contre la flore envahissante très sélectifs pour ne pas endommager ces autres espèces.

Le mimosa eucalyptus envahit littéralement l'espace et entre autres impacts, réduit significativement la couverture, la richesse et la diversité de la flore indigène (Fig. 43). Il produit une épaisse litière de feuilles mortes (Fig. 44) qui contient des composés allélopathiques empêchant la croissance des plantes autochtones (Lorenzo et al. 2008).



Fig. 42. Matorral côtier en bon état, très proche de la zone envahie par les mimosas eucalyptus, où ont été réalisés les essais.



Fig. 43. Aspect de zones envahies par *Acacia saligna* qui a colonisé une falaise à proximité de la plage (en haut) et occupé le matorral côtier au pied de la falaise. Le va et vient constant de visiteurs a fini par percer un passage à travers la zone envahie.



Fig. 44. Aspect du sol recouvert de débris de mimosa eucalyptus dans une zone envahie et aspect après l'abattage des arbustes.

5.3.1. Battage, enlèvement des débris et traitement ultérieur des nouvelles pousses par application d'herbicides (par pulvérisation)

Méthodologie

Dans ce cas, un traitement mixte, mécanique et chimique, a été essayé consistant en l'abattage de la biomasse aérienne et le traitement des nouvelles pousses par la pulvérisation à basse pression d'un herbicide. Trois dosages différents de glyphosate (Roundup Ultra Plus®) ont été testés : 1 %, 2 % y 5 % p/vol. Après l'abattage, les restes végétaux ont été stockés pendant quelque temps (environ 1 mois) afin de favoriser leur déshydratation, réduire ainsi leur volume et favoriser leur brûlage *in situ*. Cette approche a permis de réduire les coûts de l'opération par rapport à un transport dans une décharge.

Comme la présence de caméléons (*Chamaeleo chamaeleon*), une espèce protégée par la législation andalouse (Fig. 45), avait été enregistrée sur le site, avant de commencer les travaux, les agents ont été informés et ont reçu l'ordre d'inspecter soigneusement chaque pied avant la



Fig. 45. Caméléon commun (*Chamaeleo chamaeleon*) sur un mimosa eucalyptus envahissant.

coupe et de ne les brûler qu'un mois après pour que les caméléons aient le temps de se réfugier ailleurs. Par ailleurs, avant le brûlage, toutes les branches ont été à nouveau revues. Ceci a évité un impact négatif sur l'espèce protégée, et démontre combien il est important de connaître la flore et la faune autochtones dans la zones envahie avant toute intervention.

Il convient de commencer l'abattage en hiver afin de réduire au minimum les impacts sur la flore annuelle et d'éviter d'empiéter sur la période de reproduction des espèces de faune (reptiles, oiseaux, invertébrés errants). Le brûlage ne doit en aucun cas être réalisé pendant la période à plus grand risque d'incendie (en Andalousie du 15 mai au 15 octobre), raison de plus pour

commencer les travaux en automne/hiver et procéder ainsi au brûlage au plus tard au début du printemps.

Résultats :

L'expérience a démontré en premier lieu la forte aptitude à repousser d'*Acacia saligna* après la coupe. L'application d'un herbicide par pulvérisation foliaire s'est avérée très efficace pour réduire au minimum le nombre de pieds vivants (Fig. 46) et mettre fin à la prolifération de nouvelles pousses qui surgissent aussi bien de la souche (rejet de taillis) qu'à partir de racines à une distance variable de la souche. L'aptitude à rejaiillir est si forte qu'il peut y avoir de

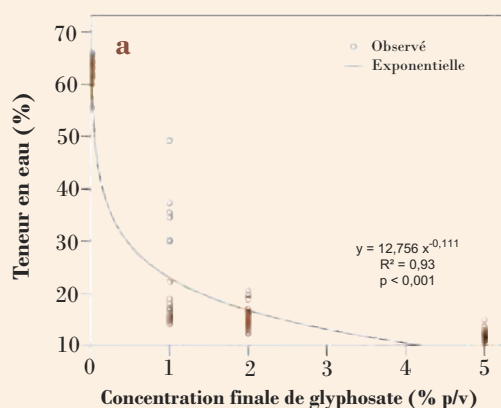


Fig. 46. Teneur en eau des feuilles de mimosa eucalyptus en fonction de la concentration d'herbicide utilisée pour le traitement par pulvérisation foliaire. Chaque point représente la teneur en eau moyenne mesurée en $n = 20$ échantillons (chaque échantillon possédait de 1 à 3 feuilles en fonction de la taille). Les barres d'erreur représentent des écarts standard. À droite, aspect des nouvelles pousses après le traitement avec un dosage de glyphosate à 2 % (p/vol.).



nouvelles pousses près de rejets qui se sont séchés après avoir répété l'application (Fig. 47).

La présence d'herbicide (glyphosate) et de produits de décomposition (acide aminométhylphosphonique - AMPA - et glufosinate) dans le sol, un mois après l'application, a été également analysée. On a trouvé des concentrations accrues glyphosate et d'AMPA avec le dosage employé (Fig. 48). Malgré cela, on a pu constater que les plantes autochtones ont germé dans les zones de peuplement traitées (Fig. 49) ce qui démontre l'absence d'effet prélevée du principe actif utilisé.

5.3.2. Application d'herbicide par injection a la base du tronc

Méthodologie :

Pour étudier la seconde modalité d'application de l'herbicide, le tronc a été percé en biais à 5 cm du sol. Ensuite, après avoir injecté 5 - 10 ml d'herbicide pur (36 % p/vol.) ou dilué par moitié (18 %), les orifices ont été scellés avec de l'argile ou du mastic. Contrairement à la méthode de pulvérisation foliaire, le volume d'herbicide utilisé est très faible (bien que le dosage soit plus élevé) et il n'y a aucun risque d'épanchement ni aucune contrainte d'appli-



Fig. 47. Nouveaux rejets de taillis qui avaient été traités avec un herbicide un mois auparavant.

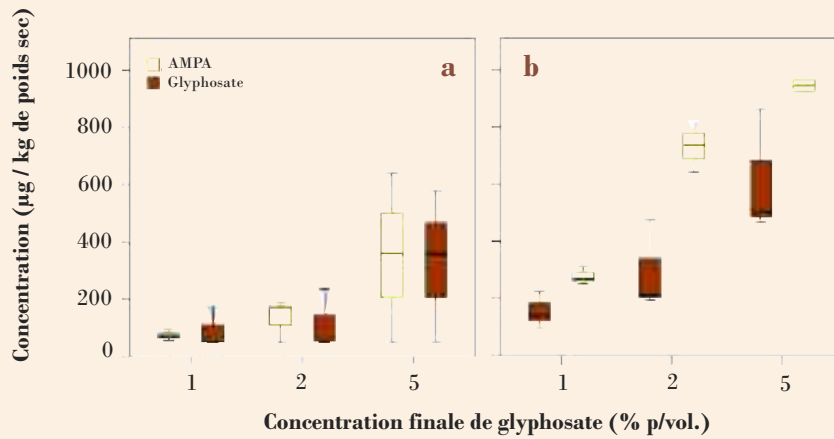


Fig. 48. Concentration de glyphosate et d'AMPA au pied des plantes traitées avec des dosages d'herbicide différents.



Fig. 49. Plantes indigènes qui ont poussé dans les parcelles traitées avec de l'herbicide à peine un mois après le traitement : a) *Cachrys libanotis* et b) *Silene littorea*.

cation due au vent et à la pluie. La méthodologie est par conséquent très sélective et n'implique pas de risque de contamination des plantes indigènes environnantes. Il est en effet fondamental de veiller à l'impact sur la flore indigène même lorsque cette méthodologie est appliquée. C'est ainsi que par exemple, l'exsudation de l'herbicide à travers les racines a été documentée pour des plantes traitées avec Picloram (Hickman et Messersmith 1986) qui par ailleurs, laisse bien plus de résidus que le glyphosate comme le suggèrent les délais de sécurité (temps pendant lequel on ne peut pas pénétrer sans protection dans les parcelles traitées) qui sont de 30 jours le cas échéant alors qu'il n'en existe pas pour le glyphosate. En cas de doutes, il est recommandé de contacter l'organisme public compétent en matière d'utilisation de produits sanitaires ainsi que l'entreprise propriétaire du brevet (pas nécessairement le distributeur ou le fabricant).

Résultats :

La réponse d'*Acacia saligna* au traitement à la base du tronc d'une bouillie à 50 % (concentration finale de glyphosate 18 % vol.) a été inappréciable. Les feuilles des pieds traités possédaient une teneur en eau similaire à celle des arbres non traités (témoins) (Fig. 50). Du point de vue qualitatif, certaines feuilles ont présenté des symptômes de jaunissement ou de flétrissement un mois après l'application (Fig. 51), mais la réponse a été très inégale et hétérogène, avec des branches affectées et d'autres pas. Par contre, l'injection de produit pur (36 % vol.) a eu pour conséquence une diminution significative de la teneur en eau des plantes. Bien que l'apparence générale de plusieurs pieds fût de dépérissement avancé, quelques branches sont restées toutefois pratiquement intactes, ce qui a donné des écarts très importants par rapport à la moyenne (Fig. 50).

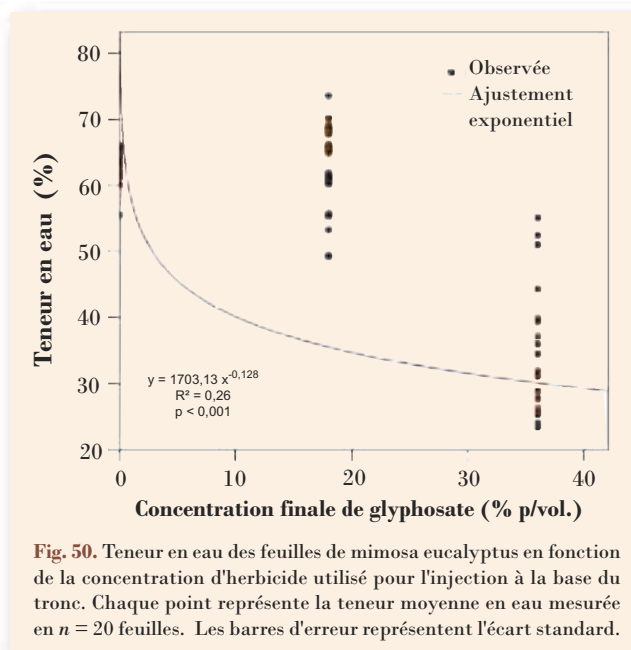
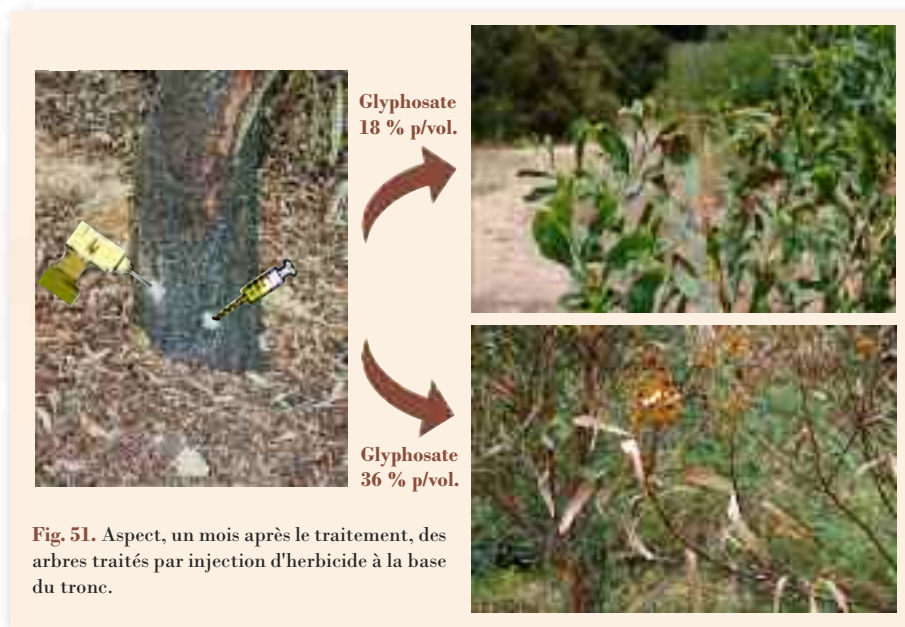


Fig. 50. Teneur en eau des feuilles de mimosa eucalyptus en fonction de la concentration d'herbicide utilisé pour l'injection à la base du tronc. Chaque point représente la teneur moyenne en eau mesurée en $n = 20$ feuilles. Les barres d'erreur représentent l'écart standard.



5.3.3. Impact d'*acacia saligna* sur la communauté végétale

Acacia saligna a provoqué une diminution drastique et significative de la richesse et des indices de diversité des plantes indigènes (Tableau 10). Les zones envahies ont montré une dégradation de la richesse mais aussi une augmentation de l'indice de dominance de Berger-Parker, qui par ailleurs s'est pratiquement multiplié par trois dans les zones non envahies et traitées (Tableau 10). Par conséquent, bien que les résultats sur la restauration de la flore ne soient constitués que par des données à court terme, on peut apprécier des indices positifs de rétablissement. Quant à la composition de la communauté, l'analyse de similarité montre les rares similitudes existantes entre les parcelles envahies et non envahies (5,5 %, tableau 11) et entre les parcelles traitées et non envahies (1,3 %). En fait, dans les parcelles traitées dominent les plantes annuelles (thérophytes), quelques nitrophiles, typiquement r-stratégistes, avec une aptitude à la colonisation des milieux traités offrant de l'espace, de la lumière et des nutriments. Cette communauté de plantes annuelles est radicalement différente de celle des zones non envahies où dominent des arbustes vivaces qui caractérisent des milieux matures. Ces résultats suggèrent qu'il faudrait plusieurs années pour que la communauté floristique puisse se rétablir. Comme d'autres espèces de son même genre, *A. saligna* fixe l'azote de l'atmosphère et produit beaucoup de feuilles sèches

et de débris mais aussi des composés allélopathiques (Rama Devi et Prasad 1991 ; May et Attiwil 2003 ; Yelenik *et al.* 2004 ; Lorenzo *et al.* 2010) ; par conséquent *A. saligna* déplace directement et indirectement, par la modification de leur habitat, d'autres espèces indigènes.

Indice	Non envahie	Traitée	Envahie
Richesse	24	25	10
Simpson (1-D)	0,93	0,93	0,79
Brillouin	2,58	2,44	1,59
Berger-Parker	0,13	0,13	0,34

Tableau 10. Indices de richesse, de diversité (Simpson et Brillouin) et de dominance (Berger-Parker). Les résultats ont été obtenus d'après la comparaison de la flore dans un total de 50 quadrats de 1 m² dans chaque zone.

Comparaison des parcelles	Similarité (%)
Envahie vs Non envahie	5,5 ($p < 0,001^*$)
Non envahie vs Traitée	1,3 ($p < 0,001^*$)
Envahie vs Traitée	18,5 ($p < 0,001^*$)

Tableau 11. Similarité (en %) de la composition de la flore indigène entre les parcelles envahies par *Acacia saligna*, non envahies et traitées. Le symbole "*" placé après la valeur de signification P obtenue grâce au test d'Anosim, indique l'existence de différences significatives entre les parcelles. Les résultats ont été obtenus d'après la comparaison de la flore dans un total de 50 quadrats de 1 m² dans chaque zone. Données obtenues au mois d'avril, 2 mois après l'abattage.

5.4. Raquette a fleurs jaunes (*Opuntia dillenii*)

Caractéristiques de l'espèce :

La raquette à fleurs jaunes (*Opuntia dillenii*) est un arbuste qui peut atteindre 3 m de hauteur, indigène du sud-est des États-Unis, du Mexique et des Caraïbes à l'Équateur. Elle présente des tiges très ramifiées, modifiées, les cladodes (communément appelées "raquettes"), succulentes, ovales ou oblongues, vert clair. Les épines jaunes qui peuvent avoir 5 cm de longueur, varient de 1 à 5 par aréole, située assez haut et avec de nombreux glochides. Les fleurs sont jaunes, orangées (parfois rouges). Les fruits rouges ou pourpre, juteux, comestibles, de 7 à 7,7 cm de longueur (Sanz-Elorza *et al.* 2004). La floraison se produit au début de l'été.

Elle peut se reproduire à partir de semences ou bien de manière asexuée à partir de fragments des raquettes qui peuvent prendre racine facilement. Les semences sont dispersées par les animaux (oiseaux, mammifères, reptiles) qui consomment leurs fruits (Fig. 52). Les oiseaux par exemple peuvent les disperser loin de la zone envahie.



Fig. 52. a) Fruit d'*Opuntia dillenii* partiellement dévoré par les oiseaux. On peut voir les nombreuses épines de couleur jaune. b) Zone envahie par la raquette à fleurs jaunes (*Opuntia dillenii*) dans le site classé "Monument naturel" de Punta del Boquerón (San Fernando, Cadix).

En Espagne, la raquette à fleurs jaunes a été introduite vers 1874 à des fins ornementales, notamment pour la création de haies. Elle est aujourd'hui amplement installée dans tout le sud de l'Espagne, surtout dans les zones littorales et du bassin du Guadalquivir.

Zone de travail :

Les essais ont été réalisés dans une zone sableuse côtière de la province de Cadix, dominée par le genêt blanc (*Retama monosperma*) et des espèces dunaires et de transition vers les hauts-marais comme *Salsola vermiculata* et *Cynomorium coccineum*, cette dernière classée "vulnérable" en Andalousie (Cabezudo *et al.* 2005). Cet espace, classé "Monument naturel" fait partie du réseau Natura 2000 (Fig. 52), et accueille des habitats d'intérêt communautaire (par exemple, des dunes avec *Euphorbia terracina*, des dunes avec des pelouses du *Malcomietalia*) conformément à la loi 42/2007 sur le patrimoine naturel et la biodiversité.

5.4.1. Application foliaire d'herbicide

Méthodologie :

On a testé l'efficacité par pulvérisation du glyphosate (Roundup UltraPlus®) dans le cas d'*Opuntia dillenii*. De même que pour les essais avec *Acacia saligna* et *Agave sisalana*, trois dosages ont été essayés (concentrations finales de glyphosate de 1 %, 2 % et 5 % p/vol.). Le traitement par injection dans la souche n'a pas été abordé en raison de la difficulté et du risque pour la sécurité des agents que représente l'accès à la tige principale. Du colorant Bluemark® a été ajouté au mélange pour faciliter une application homogène du produit sur toute la plante.

En raison de la présence de grandes épines, les effets du traitement ont été évalués par catégories (Tableau 12) comme dans le cas d'*Agave sisalana*.

Du point de vue méthodologique, l'ajout du colorant Bluemark® a contribué à une application homogène du mélange. Cependant, le colorant ne s'est pas très bien fixé, la base des épines (glochides) étant la partie de la plante la plus colorée (Fig. 53). En fait, la coloration avait disparu de pratiquement toutes les parties de la plante un mois après le traitement.

Concentration finale de glyphosate (p/vol.)	Effet
1%	Léger jaunissement, plutôt local Une inhibition partielle de la floraison
2%	Léger jaunissement généralisé L'inhibition de la floraison
5%	Jaunissement généralisé et flétrissement des jeunes cladodes L'inhibition de la floraison

Tableau 12. Réponse d'*Opuntia dillenii* au traitement de glyphosate

Des analyses de l'herbicide (glyphosate) et des produits de décomposition (acide aminométhylphosphonique - AMPA) dans le sol, un mois après l'application, ont été réalisés.

Résultats :

Contrairement à *Acacia saligna*, aucun des trois dosages testés par pulvérisation à basse pression n'a provoqué le pourrissement total des pieds traités. ce qui coïncide avec les résultats obtenus pour *Agave sisalana* et également avec les observations réalisées dans le cas de *Cylindro-*



Fig. 53. Pieds d'*Opuntia dillenii* traités avec de l'herbicide où l'on peut apprécier une coloration partielle avec Bluemark®, surtout à la base des épines et sur la surface endommagée du cladode.

puntia rosea sur laquelle le glyphosate n'a pas d'effet, même à fortes doses (Deltoro et al., en cours de publication). On a seulement apprécié des signes clairs de flétrissement au niveau des jeunes cladodes des pieds traités à plus fortes doses (5 %) (Fig. 54).

Sous les pieds traités, ont été trouvés du glyphosate (entre 145 et 1 795 µg/kg de poids sec de sol) et de l'AMPA (entre 55 et 858 µg/kg de poids sec de sol), mais la concentration n'est pas en corrélation avec la dose employée.



Fig. 54. Effets du glyphosate sur *Opuntia dillenii*. À gauche, aspect de pieds non traités (témoins). À droite, pieds traités avec le dosage final de 5 % p/vol. où l'on peut apprécier le pourrissement partiel des jeunes cladodes.

L'impact très faible des traitements pourrait mener à prendre erronément en compte des dégradations antérieures et biaiser les résultats. L'espèce peut en effet présenter de manière naturelle des tissus abîmés ou des symptômes de pourrissement qui peuvent être confondus avec les effets de l'herbicide. Ces problèmes seraient de toute évidence moins importants si le traitement était très effectif ou si l'on analysait simplement la "mort" vs. la "non mort" des exemplaires traités. Quoi qu'il en soit, une évaluation plus précise de la réponse de la plante à chaque dosage requiert un suivi de la réponse individuelle de cladodes préalablement marqués (de manière non destructive - coupes, perçages, etc.).

5.4.2. Debroussaillage et enfouissement

Méthodologie :

Vu l'impossibilité de brûler *in situ* les restes d'*O. dillenii*, mais aussi les coûts importants de leur transport vers une décharge et de la redevance de rejet, il a été décidé d'évaluer le coût du débroussaillage et de l'enfouissement sur place avec une pelle rétro mixte (Fig. 55). Si l'on compte sur l'engin approprié, cette technique peut être rapidement exécutée (environ 3 jours par hectare). Les zones de stockage et d'enfouissement sélectionnées ont été des zones auparavant occupées par les espèces envahissantes qui ont été remblayées avec la même terre pour éviter de modifier la typologie du substrat ou d'introduire des semences allochtones.

Résultats :

Cette technique s'est avérée très efficace et d'exécution très rapide. Cependant, les terrassements ont laissé, dans la zone d'enfouissement, les empreintes des roues des engins. Il convient de prévoir cette conséquence et d'effacer ces empreintes au sol après la fin des travaux. Par ailleurs, les trouées dans la végétation provoquées par l'élimination constituent une opportunité de planter d'autres espèces d'intérêt pouvant contribuer par exemple à l'amélioration de l'écosystème ou de certaines populations d'espèces menacées (genévrier à gros fruits, sabine). De temps en temps, des bénévoles des restes de petites pelles qui avaient été près de la surface (Fig. 56). La présence d'épines chez cette espèce (extrapolée à d'autres espèces similaires) pose un risque pour la santé des gens et la faune et il est néces-

saire que, suite aux travaux de la machinerie, des analyses visent à supprimer n'importe quel morceau de terre *Opuntia* sont faits, si petite. D'autre part, les sites funéraires connaissent un léger jeu au fil du temps, qui peut être corrigé si il est jugé approprié en fournissant un substrat supplémentaire.



Fig. 55. Empreintes des roues de la pelle rétro après l'enfouissement d'*Opuntia dillenii* qu'il est nécessaire de corriger pour éviter la dégradation du paysage.



Fig. 56. Rejet d'*Opuntia dillenii* à partir des fragments des raquettes.

5.5. Canne de provence (*Arundo donax*)

Caractéristiques de l'espèce :

Arundo donax est une graminée (Poacées), originaire d'Asie (Polunin et Huxley 1987) connue sous le nom de canne de Provence. C'est une plante herbacée vivace de grande taille (Fig. 56). La partie aérienne est formée par des tiges pouvant atteindre entre 5 et 6 m de hauteur. Les tiges sont creuses et segmentées,

avec des nœuds tous les 20 - 30 cm. Elle doit son port droit à ces nœuds lignifiés qui lui assurent une grande stabilité mécanique. Les feuilles ont des dimensions de 60 cm de longueur sur 5 - 6 cm de largeur et sont de couleur vert clair. Les inflorescences sont composées de grandes panicules très ramifiées d'épillets, d'entre 30 et 60 cm de longueur. *Arundo donax* fleurit de juillet à décembre. La partie souterraine est constituée par un rhizome charnu qui lui sert de réservoir. Le rhizome peut être enfoui à 5 - 50 cm sous terre, cependant de celui-ci partent de longues racines fibreuses qui peuvent atteindre plus de 1 m de profondeur (Deltoro et al. 2012).

Arundo donax se reproduit par voie sexuée à partir de semences (spécialement dans sa région d'origine) ou asexuée à partir des rhizomes (Fig. 57) qui peuvent se disperser lors des glissements de terres ou de crues (si présence de rivières ou de ruisseaux dans les environs). La canne de Provence a traditionnellement été utilisée à diverses fins : création de haies, toitures de maisons, comme tuteurs pour les cultures agricoles (par exemple pour les tomates). La dispersion provoquée par les crues ou l'action de l'homme a contribué à sa propagation dans toute l'Espagne, spécialement dans les



Fig. 57. Peuplement de cannes de Provence (*Arundo donax*), avec quelques inflorescences sénescences.

zones côtières (Sanz-Elorza *et al.* 2004; Deltoro *et al.* 2012).

Zone de travail :

Pour la réalisation des essais, ont été sélectionnées des zones littorales de la province de Cadix où il existait des aires envahies de diverses dimensions.



Fig. 58. Masse de rhizomes de canne de Provence (*Arundo donax*) colonisant les berges d'un ruisseau.

5.5.1. Débroussaillage et couverture géotextile

Méthodologie :

La méthode retenue, basée sur Deltoro *et al.* (2012) a consisté à débroussailler des peuplements de dimensions différentes avec des débroussailleuses à lames à trois pointes et à les couvrir ensuite de géotextile. Plusieurs qualités de géotextile ont été essayées (maille anti-herbe, intermédiaire et épaisse). La maille anti-herbe est fabriquée en polypropylène tissé, noir, avec un grammage de 110 g/m². Le géotextile intermédiaire est en polypropylène thermolié, très résistant, blanc, d'un grammage de 120 g/m² tandis que le géotextile épais est en polypropylène thermolié haute résistance, gris et d'un grammage de 160 g/m².

Pour éviter le déplacement du géotextile sous l'effet du vent, ou qu'on ne le vole, celui-ci a été couvert par les restes du débroussaillage (Fig. 59).

Résultats :

Grâce à leur morphologie conique, les rejets d'*Arundo donax* ont percé la maille anti-herbe (Fig. 59). Un mois après le débroussaillage, une densité a été (moyenne \pm SD) de 2 ± 1 rejets/m², avec la maille anti-herbe (Fig. 61) et de 1 ± 2 rejets/m² avec une maille d'une épaisseur et d'un grammage intermédiaires. Ces densités ont toutefois été significativement moins impor-

tantes que dans les zones débroussaillées non couvertes de géotextile (5 ± 7 rejets/m²) ; par conséquent, malgré son aptitude à percer les mailles de divers types, les nouvelles pousses ont été sérieusement enrayées pour quelque temps.



Fig. 59. Peuplement de canne de Provence (*Arundo donax*) avant et après le débroussaillage.



Fig. 60. Rejets de canne de Provence (*Arundo donax*) dans une zone non couverte et détail d'un rejet traversant la maille anti-herbe.

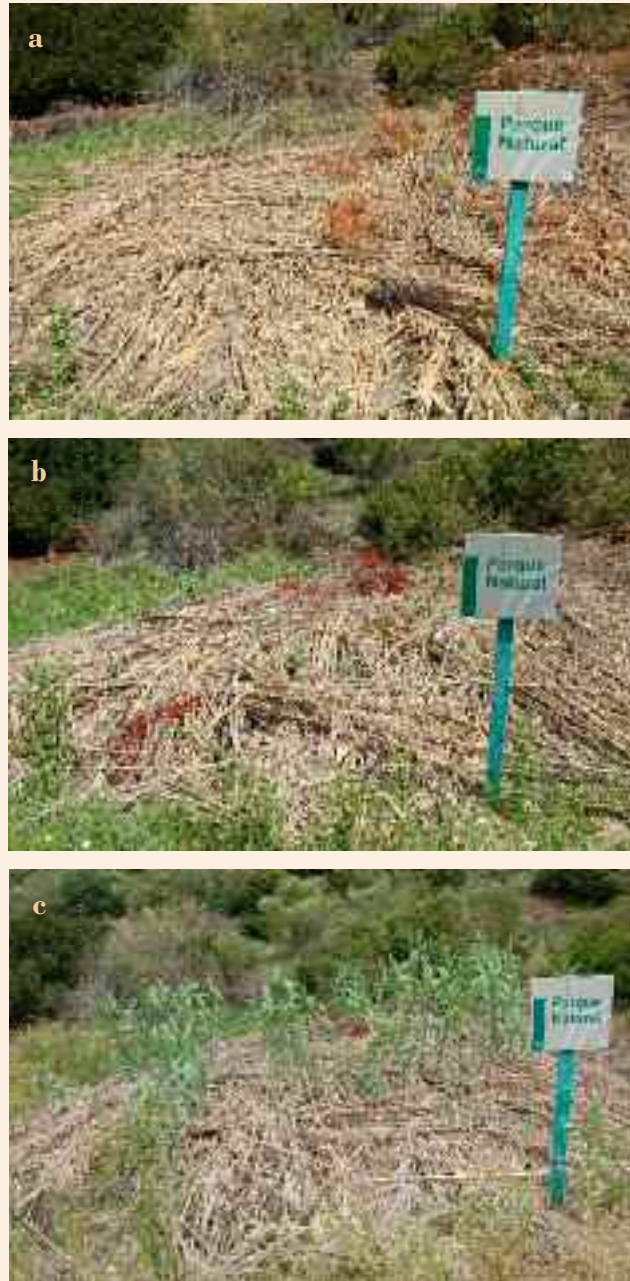


Fig. 61. Peuplement de canne de Provence (*Arundo donax*) couvert d'une maille anti-herbe immédiatement après le débroussaillage ; et 1 et 2 mois après.

Pour essayer de pérenniser l'effet du traitement, la maille anti-herbe a été remplacée par un géotextile épais, plus résistant au perçage. Il faut soigneusement recouvrir l'ensemble de l'espace fraîchement débroussaillé, voire dépasser son périmètre pour éviter que les rejets puissent échapper à la zone couverte et recoloniser le site. Les zones de superposition des pans ou des bandes de géotextile peuvent également constituer un autre "point faible". Le géotextile possède une largeur de 2 m environ et pour couvrir tout le peuplement, sont nécessaires plusieurs pans qui doivent se superposer au moins sur 30 - 40 cm pour éviter que les nouvelles pousses ne puissent les percer ; par ailleurs le géotextile doit être également bien ancré pour ne pas laisser passer la lumière lorsqu'il se déforme sous l'effet du développement de la canne de Provence. Au lieu de se déchirer ou se trouer, le géotextile épais, de plus grande qualité, bombe et les rejets meurent dessous par manque de lumière.

Les résultats indiquent qu'il faut réaliser un suivi fréquent vu la croissance rapide des rejets et leur aptitude à percer certains matériaux ainsi que la possibilité de perdre des morceaux de matériel qu'il faudra ensuite remplacer.

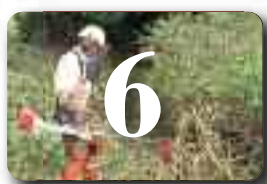
5.5.2. Impact d'*arundo donax* sur la communauté végétale

Arundo donax provoque une réduction drastique et significative de la richesse (qui est passée de 19 espèces dans la zone non envahie à trois espèces seulement dans la zone envahie) et des indices de diversité des plantes indigènes (Tableau 12). Les zones envahies présentent une telle densité de rejets que ceux-ci empêchent le développement de tout autre espèce. L'indice de dominance de Berger-Parker augmente, arrivant à multiplier presque par deux les valeurs des zones non envahies (Tableau 12). Aucun résultat n'est fourni sur la reconstitution de la flore car il est impossible de l'évaluer tant que le géotextile est en place.

Indice	Non envahie	Envahie
Richesse	19	3
Simpson (1-D)	0,75	0,45
Brillouin	1,72	0,53
Berger-Parker	0,43	0,71

Tableau 12. Indices de richesse, de diversité (Simpson et Brillouin) et de dominance (Berger-Parker). Les résultats ont été obtenus après avoir comparé la flore dans un total de $n = 44$ quadrats de 1 m² dans chaque zone.

Quant à la composition de la communauté, l'analyse de similarité a montré une entière dissimilarité entre les parcelles envahies et non envahies (similarité = 0 %), ce qui prouve l'impact si important de l'espèce. L'analyse Anosim (voir paragraphe 3.5.3) a confirmé l'existence de différences significatives ($P = 0,0001$) dans la composition de la communauté végétale des zones envahies et non envahies.



Efficacite et degre de difficulte des traitements par especeie

Les tableaux ci-dessous résumant l'efficacité et le degré de difficulté constatés pour les divers traitements testés. Le tableau efficacité indique le degré d'efficacité ainsi que la méthode concrète utilisée qui a été évaluée et, dans le cas de l'herbicide, le dosage minimum de glyphosate qui s'est avéré efficace.

Espèce	Arrachage mécanique	Débroussaillage et couverture géotextile	Glyphosate par pulvérisation foliaire	Glyphosate par injection dans la souche
<i>Agave sisalana</i>	✓ ✓	✓ ✓ (géotextile intermédiaire)	✗	✓ (36% p/vol)
<i>Lantana camara</i>	n.p.	✓ ✓ (maille anti-herbe)	✓ (3,6% p/vol)	Non applicable
<i>Acacia saligna</i>	n.p.	Non applicable	✓ (2% p/vol)	✓ (36% p/vol)
<i>Opuntia dillenii</i>	✓ ✓	Non applicable	✗	Non applicable
<i>Arundo donax</i>	n.p.	✓ (géotextile épais)	n.p.	Non applicable

Tableau 13. Efficacité de différentes méthodes. Légende:

Grande efficacité : Le traitement a réussi à éliminer 100 % des pieds ; aucun rejet constaté sur le court terme.

Efficacité moyenne : Le traitement a réduit significativement l'incidence de la plante envahissante par rapport aux zones non traitées. L'élimination est incomplète ou requiert de ré-intervenir fréquemment sur les rejets.



Faible / Nulle efficacité : Le traitement n'a pas un effet évident sur la vigueur de la plante ou cet effet est très léger.

Non applicable Non testé

Espèce	Arrachage mécanique	Débroussaillage et couverture géotextile	Glyphosate par pulvérisation foliaire	Glyphosate par injection dans la souche
<i>Agave sisalana</i>	moyen	moyen	faible	faible
<i>Lantana camara</i>	Non applicable	élevé	faible	Non applicable
<i>Acacia saligna</i>	Non applicable	Non applicable.	faible	faible
<i>Opuntia dillenii</i>	moyen	Non applicable.	faible	Non applicable
<i>Arundo donax</i>	Non applicable	moyen	Non applicable	Non applicable.

Tableau 14. Degré de difficulté de l'exécution.

Résumé de l'effort nécessaire pour chaque espèce et le traitement

Ensuite, l'effort en heures / hectare pour appliquer différents traitements testés (Fig. 62) est résumée. Cette mesure est indépendante des doses d'herbicides utilisés effort ou le type de géotextile. N'a pas matérialisé le coût spécifique de chaque exécution, car elle peut varier en fonction du coût de la structure de fonctionnement de chaque administration, et le coût de main-d'œuvre. Cependant, dans la plupart des cas, l'effort en heures / hectare est liée au coût de l'action, à l'exception des actions nécessitant la location de machines (par exemple, une pelle rétrocaveuse, pelle mélangé, etc) ou à l'achat matériaux (par exemple., géotextile), bien que dans ce cas, le coût des matériaux est relativement plus faible que le coût du personnel.

Pour faire une évaluation complète de chaque traitement, ce tableau doit être utilisé en combinaison avec le tableau de l'efficacité ci-dessus, spécifiquement pour chaque dose, le type de matériel, etc, de sorte que les efforts de haute intensité peuvent être compensées si la technique présente un haute efficacité. En d'autres termes, le coût de cette action ne devrait pas être la seule variable à considérer lorsqu'il s'agit de décider entre l'une ou l'autre méthode. Par exemple, bien que le traitement de la compensation et géotextile utilisé dans *Lantana camara* exige le plus grand effort ne doit pas être écartée d'un revers de la main, car il est plus efficace que l'examen de la repousse par application foliaire de l'herbicide.

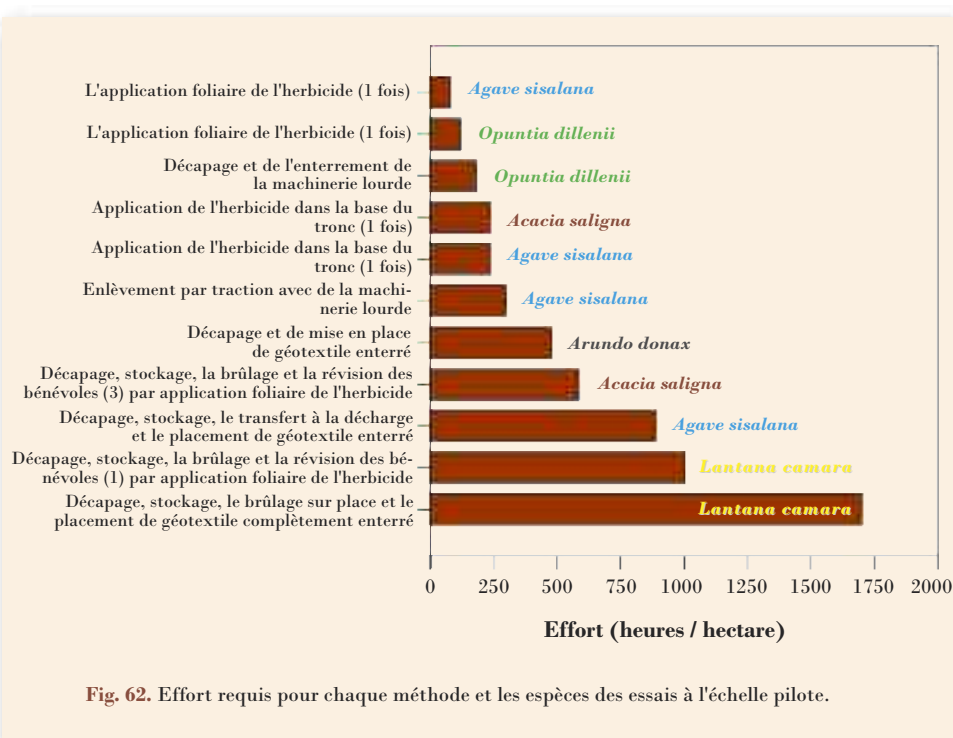
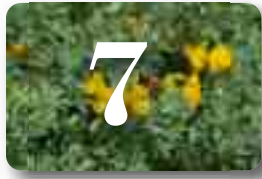


Fig. 62. Effort requis pour chaque méthode et les espèces des essais à l'échelle pilote.



Bibliographie

Achhireddy NR, Singh M, Achhireddy LL, Nigg HN, Nagy S (1985) Isolation and partial characterisation of phytotoxic compounds from Lantana (*Lantana camara* L.). *Journal of Chemical Ecology* 11: 979-988.

Ambika SR, Poornima S, Palaniraj R, Sati SC, Narwal SS (2003) Allelopathic plants. 10. *Lantana camara* L. *Allelopathy Journal* 12: 147-161.

Andreu J, Manzano-Piedras E, Bartomeus I, Dana ED, Vilà M (2010) Vegetation response after removal of the invasive *Carpobrotus* hybrid complex in Andalucía, Spain. *Ecological Restoration* 28: 440-448.

Arizaga S, Ezcurra E (1995) Insurance against reproductive failure in a semelparous plant: bulbil formation in *Agave macroacantha* flowering stalks. *Oecologia* 101: 329-334.

Arizaga S, Ezcurra E (2002) Propagation mechanisms in *Agave macroacantha* (Agavaceae), a tropical arid-land succulent rosette. *American Journal of Botany* 89: 632-641.

Badano EI, Pugnaire FI (2004) Invasion of *Agave* species (Agavaceae) in south-east Spain: invader demographic parameters and impacts on native species. *Diversity and Distributions* 10: 493-500

Bickerton DC (2006) Using herbicide control century plant (*Agave americana*): implications for management. *Proceedings of the 15th Australian Weeds Conference*, pp. 219-222.

Cabezudo B, Talavera S, Blanca G, Salazar C, Cueto M, Valdés B, Hernández-Bermejo JE, Herrera CM, Hiraldo C, Navas D (2005) Lista roja de la flora vascular de Andalucía. *Consejería de Medio Ambiente, Sevilla*, 126 pp.

Carlson A (1983) Maximizing energy delivery to dependent young: a field experiment with redbacked shrikes (*Lanius collurio*). *Journal of Animal Ecology* 52: 697-704.

Carlson A (1985) Central place foraging in the red-backed shrike (*Lanius collurio* L.): allocation of prey between forager and sedentary consumer. *Animal behavior* 33: 644-666.

Cifuentes N (2012) El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en la cuenca del Guadiana. Experiencias de manejo. <http://www.cma.gva.es/webdoc/documento.ashx?id=156511> (acceso el 7 de mayo de 2014).

Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Dana ED, García-de-Lomas J, Ceballos G, Ortega F (2014) Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras. Manual práctico. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Sevilla, 67 pp.

Deltoro V, Jiménez-Ruiz J, Vilán XM (2012) Bases para el manejo y control de *Arundo donax* L. (caña común). Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 4. Conselleria d'Infraestructures, Teritori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana, Valencia, 75 pp.

Deltoro V, Gómez MA, Laguna E, Novoa A (En prensa) Bases para el control de la cactácea invasora *Cylindropuntia*. Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad Conselleria d'Infraestructures, Teritori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.

García-de-Lomas J, Dana ED, Ceballos G, Ortega F (2014) Análisis del riesgo de invasión de vegetales exóticos. Manual práctico. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Sevilla, 50 pp.

Gentle CB, Duggin JA (1997) *Lantana camara* L. invasions in dry rainforest–open forest ecotones: the role of disturbances associated with fire and cattle grazing. *Australian Journal of Ecology* 22: 298-306.

González G, Alemán S, Infante D (2003) Asexual genetic variability in *Agave fourcroydes* II: selection among individuals in a clonally propagated population. *Plant Science* 165: 595-601.

Guillot Ortiz D, Van der Meer P, Laguna-Lumbreras E, Roselló-Picornell J (2008) El género *Agave* L. en la flora alóctona valenciana. Monografías de la revista *Bouteloua* 3, 94 pp. Jose Luis Benito Alonso (editor).

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Henderson L (2001) Alien Weeds and Invasive Plants: A Complete Guide to Declared Weeds and Invaders in South Africa. Plant Protection Research Institute, Pretoria, 300 pp.

Hernández A (1993) Almacenamiento de alimento por el Alcaudón común *Lanius senator* en el noroeste de España. *Butlletí del Grup Català d'Anellament* 10: 67-71.

Hickman MV, Messersmith CG, Lym GR (1989) Picloram release from leafy spurge (*Euphorbia esula*) roots in the field. *Weed Science* 37:167-174.

Infante D, González G, Peraza-Echeverría L, Keb-Llanes M (2003) Asexual genetic variability in *Agave fourcroydes*. *Plant Science* 164: 223-230.

Jain R, Singh M, Dezman DJ (1989) Qualitative and quantitative characterization of phenolic compounds from Lantana (*Lantana camara*) leaves. *Weed Sci.* 37: 302-307.

Lorenzo P, Pazos-Malvido E, González L, Reigosa MJ (2008) Allelopathic interference of invasive *Acacia dealbata*: physiological effects. *Allelopathy Journal* 22: 452-462.

Lorenzo P, González L, Reigosa MJ (2010) The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science* 67: 101.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2004) 100 de las especies exóticas más dañinas del mundo. Invasive Species Specialist Group, IUCN. 12 pp.

Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Company, Victoria, Australia.

Martín-Galindo JL (1988) Almería, paisajes agrarios, espacio y sociedad. Universidad de Valladolid, Valladolid, Spain.

May BM, Attiwill PM (2003) Nitrogen-fixation by *Acacia dealbata* and changes in soil properties 5 years after mechanical disturbance or slash-burning following timber harvest. *Forest Ecology and Management* 181: 339–355.

McGranahan G, Balk D, Anderson B (2007) The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment & Urbanization* 19: 17-37.

Morton JF (1994) Lantana, or red sage (*Lantana camara* L. (Verbenaceae)), notorious weed and popular garden flower; some cases of poisoning in Florida. *Economic Botany* 48: 259-270.

Navarro LC (2005) Una experiencia frustrada de desarrollo agrario. El Servicio de Explotación y Mejora de Zonas Áridas del Sudeste Español (SEM-ZASE). II Congreso Internacional Historia de la Transición en España: Los inicios del proceso democratizador. Universidad de Almería. Accesible en: <http://www.historiadeltiempopresente.com/web/DocumentosDescargables/Aportaciones/AT53.pdf>

Nobel PS (1988) Environmental biology of agaves and cacti. Cambridge University Press, New York, 284 pp.

Parsons WT, Cuthbertson EG (2001) Common *Lantana*. In: Noxious Weeds of Australia. CSIRO, Melbourne, pp. 627-632.

Provansal D, Molina P (1989) Campo de Níjar: cortijeros y areneros. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, 451 pp.

Rama Devi S, Prasad MNV (1991) Tannins and related polyphenols from ten common *Acacia* species of India. *Bioresource Technology* 36: 189-192.

Sanz-Elorza M, Dana ED, Sobrino E (2004) Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.

Sharma GP, Raghubanshi AS, Singh JS (2005) *Lantana* invasion: an overview. *Weed Biology and Management* 5: 157-165.

Small C, Nicholls RJ (2003) A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research* 19: 584-599.

Valdés B, Talavera S, Fernández-Galiano E (1987) Flora vascular de Andalucía Occidental, Vol. 2. p. 206. Ed. Ketres, Barcelona, 640 pp.

Viciano A (1999) Las extracciones de áridos en el litoral de Almería para su utilización en la agricultura intensiva (1956-1997). *Actas de las Jornadas sobre el litoral de Almería: caracterización, ordenación y gestión de un espacio geográfico (Almería, 20 a 24 de Mayo de 1997)*, pp. 83-110. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, 247 pp.

Warwick RM (1988) Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46: 167-170.

Wearne LJ, Morgan JW (2004) Community-level changes in Australian sub-alpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. *Journal of Vegetation Science* 15: 595-604.

Wells MJ, Stirton CH (1988) *Lantana camara* a poisonous declared weed. *Farm. South Afr. – Weeds* A27: 1-4.

Yelenik SG, Stock WD, Richardson DM (2004) Ecosystem level impacts of invasive *Acacia saligna* in the South African fynbos. *Restoration Ecology* 12: 44-51.



Annexe : fiches des traitements testes pour chaque espece

Ces fiches-résumé offrent une synthèse des traitements qui ont démontré un degré d'efficacité élevé ou moyen.

8.1. Sisal (*Agave sisalana*)

Espèce : *AGAVE SISALANA*
Méthode : *Arrachage mécanique*

Conditions les plus appropriées à son application :

- Peuplements isolés ou continus près d'un chemin ou d'une route que pourront emprunter les engins pour ne pas modifier le milieu naturel.
- Front de colonisation.

Époque de réalisation : Automne - hiver

Matériel nécessaire :

- Pelle rétro mixte avec benne preneuse.
- Camion-benne.

Pas à suivre :

- Isoler et signaler la zone de travail.
- Arrachage du sisal par traction mécanique.
- Stockage des restes directement dans le camion pour les amener à la décharge ou bien - recommandé - stockage pour leur déshydratation (environ 1 mois).
- Retrait manuel des bulbilles dans le sol.

Précautions :

- Éviter que les engins ne traversent le milieu naturel car ils pourraient éliminer des espèces non ciblées et compacter le sol.
- Bonne supervision du personnel chargé de la conduite des engins pour garantir une extraction sélective.

Inconvénients :

- Coût élevé de la redevance de rejet qui peut être réduit par la déshydratation des pieds arrachés.

Avantages :

- Réduction de la surface envahie en peu de temps.
- Traitement très sélectif.

Degré d'effectivité : Élevé

8.1. Sisal (*Agave sisalana*) (Suite)

Espèce : *AGAVE SISALANA*

Méthode : *Débroussaillage et couverture géotextile*

Conditions les plus appropriées à son application :

- Peuplements isolés ou continus de dimensions diverses.

Époque de réalisation : Automne

Matériel nécessaire :

- Débroussailleuse à lame à trois pointes.
- Géotextile (qualité moyenne - bonne ; épaisseurs moyennes - bonnes)
- Équipements de protection individuelle appropriés.

Pas à suivre :

- Isoler et signaler la zone d'intervention.
- Débroussaillage des peuplements au ras du sol.
- Stockage des restes et déshydratation (au moins une semaine).
- Couverture géotextile.

Précautions :

- Il faut soigneusement choisir le type de lame de la débroussailleuse. *Agave sisalana* et *A. fourcroydes* possèdent toutes deux une très forte teneur en fibre, ce qui rend impossible de les couper avec des lames à 2 pointes (appropriées pour le broyage) ou des scies circulaires. La lame appropriée est à 3 pointes.
- Après avoir fini le débroussaillage, il faut retirer les restes qui peuvent comme dans le cas de toutes les autres succulentes s'enraciner. Il convient de les stocker pendant un certain temps pour qu'ils se déshydratent et perdent du poids et faciliter leur transport. Ce n'est que si la zone d'intervention est près d'un chemin que les pieds si lourds pourront être traînés jusqu'au point de chargement puis transportés à la décharge.
- Pour une bonne mise en place du géotextile, il convient de superposer les bandes sur 20 - 30 cm pour éviter que l'envol du filet, le développement de rejets dans les zones de superposition et l'entrée de lumière.
- Couvrir un rayon d'au moins 2 m de plus que celui occupé par le peuplement.
- Fixer au sol (par ex., agraphes) et couvrir partiellement ou totalement le géotextile avec de la terre des lieux pour éviter que le vent de l'emporte et réduire les risques de vol.

Inconvénients :

- Coûts élevés pour de grandes surfaces envahies en raison du prix du géotextile.
- Il est difficile de sauvegarder les plantes autochtones se trouvant au milieu des peuplements d'*Agave* spp.
- Risques de vol du géotextile après avoir été mis en place.

Avantages :

- Réduction de la surface envahie en très peu de temps.
- Préviend le développement de rejet de taillis.
- Traitement très sélectif.

Degré d'effectivité : Élevé

8.2. Lantanier (*Lantana camara*)

Espèce : *LANTANA CAMARA*
Méthode : *Débroussaillage et lutte contre les rejets par pulvérisation foliaire d'herbicide*

Conditions les plus appropriées à son application :

- Pieds adultes de *Lantana camara* ; toute surface envahie.

Époque de réalisation :

- Débroussaillages en automne - hiver.
- Application d'herbicide au début de la floraison des nouvelles pousses avant qu'elles ne puissent mener à bien leur fructification.

Matériel nécessaire :

- Débroussailleuse à lames à 3 pointes.
- Herbicide (à base de glyphosate).
- Équipements de protection individuelle appropriés.

Pas à suivre :

- Isoler et signaler la zone de travail.
- Débroussaillage des peuplements.
- Stockage des restes et déshydratation (au moins 1 semaine).
- Brûlage de résidus.
- Lutte contre les rejets par pulvérisation d'herbicide.

Précautions :

- Réaliser les brûlages hors époques de risques d'incendie.
- Réaliser la pulvérisation d'herbicide à basse pression (grosse goutte) pour éviter la dispersion du produit.
- L'herbicide doit être prudemment appliqué en évitant de mouiller les plantes autochtones à proximité des rejets (fournir des instructions précises à l'agent chargé de l'application).

Inconvénients :

- Pendant la phase de débroussaillage, il s'avère difficile de sauver les plantes autochtones qui sont restées attrapées au milieu de peuplements de *Lantana camara*.
- Prolifération rapide des nouvelles pousses avec une forte aptitude à fleurir et fructifier précocement (environ 1 mois).

Avantages :

- Réduction de la surface envahie en peu de temps.

Degré d'effectivité :

- La lutte contre les rejets peut exiger de ré-intervenir plusieurs fois.

8.3. Mimosa eucalyptus (*Acacia saligna*)

Espèce : *ACACIA SALIGNA*

Méthode : *Lutte mixte mécanique et chimique*

Conditions les plus appropriées à son application :

- Surfaces envahies de toutes dimensions.

Matériel nécessaire :

- Tronçonneuse.
- Râteau.
- Débroussailleuse à lame à 3 pointes.
- Herbicide (à base de glifosate).
- Pulvérisateur à dos (16L).
- Équipements de protection individuelle appropriés.

Pas à suivre :

- Isoler et signaler la zone de travail.
- Abattage des pieds de mimosa eucalyptus.
- Déshydratation sur place des branches et des troncs. Brûla sur place à l'époque indiquée et dans les conditions appropriées.
- Stockage des feuilles mortes et brûlage sur place à l'époque indiquée et dans les conditions appropriées.
- Lutte contre les rejets par pulvérisation foliaire à basse pression (bouillie de glyphosate à concentration finale de 2 % p/vol.)

Précautions :

- Commencer l'abattage en automne-hiver.
- Déshydratation sur place des restes pendant un certain temps (env. 1 mois) avant le brûlage.
- Avant le brûlage, réviser les stocks et transférer les animaux menacés.
- Réaliser la pulvérisation de l'herbicide à basse pression (grosse goutte) pour éviter la dispersion du produit.

Inconvénients :

- Il faut réaliser plusieurs nouvelles applications d'herbicide sur les rejets et faire attention à la germination des semences enfouies.

Avantages :

- Méthode rapide pour réduire la zone envahie.
- L'herbicide appliqué n'a pas d'effet prélevée et permet la reconstitution de la flore indigène dans les parcelles traitées.

Degré d'effectivité :

- Il est nécessaire d'intervenir à plusieurs reprises.

8.3. Mimosa (*Acacia saligna*) (Suite)

Espèce : **ACACIA SALIGNA**
Méthode : **Lutte chimique par injection
d'herbicide dans la souche**

Conditions les plus appropriées à son application :

- Pieds adultes d'*Acacia saligna*.

Matériel nécessaire :

- Perceuse à batterie et batterie de rechange.
- Herbicide (à base de glifosate non dilué 36% p/vol.).
- Seringue de 30-50 ml.
- Mastic ou argile pour sceller les orifices.
- Équipements de protection individuelle adaptés.

Pas à suivre :

- Isoler et signaler la zone de travail.
- Réaliser des perçages obliques près de la base du tronc. Le nombre de perçages dépend du diamètre du tronc (3 ou 4 peuvent être suffisants pour un diamètre de 10 - 15 cm).
- Injecter l'herbicide pur dans les orifices (env. 10 - 30 ml).
- Sceller les orifices avec du mastic ou de l'argile.
- Lorsque les pieds sont secs, abattre et brûler à l'époque indiquée et dans des conditions appropriées.

Précautions :

- Ne pas oublier les batteries de rechange pour la perceuse et le chargeur.

Inconvénients :

- Non approprié pour les mimosas eucalyptus avec des troncs petits ou moyens que l'on ne peut pas percer.

Avantages :

- Méthode rapide et bon marché.
- Requiert une faible quantité d'herbicide.
- Méthode très sélective.

Degré d'effectivité :

- Élevé avec de l'herbicide pur (36 % p/vol.).

8.4. Raquette a fleur jaunes (*Opuntia dillenii*)

Espèce : **OPUNTIA DILLENII**
Méthode : *Lutte mécanique*

Conditions les plus appropriées à son application :

- Grands peuplements d'*Opuntia dillenii*, spécialement à proximité de chemins pour minimiser l'impact sur le sol des roues des engins.

Matériel nécessaire :

- Pelle rétro mixte.
- Débroussailleuse.

Pas à suivre :

- Isoler et signaler la zone de travail.
- Débroussailler, abatte ou arracher les pieds. En fonction de la taille du peuplement, on choisira une méthode plus ou moins sélective : l'élagage de petits peuplements ou de pieds isolés peut être réaliser avec une débroussailleuse à lames ; les grands peuplements monospécifiques peuvent être retirés avec une pelle rétro mixte.
- Creuser de préférence les trous dans des zones dégradées.
- Enfouir les restes de raquette à fleurs jaunes.

Précautions :

- Pour l'enfouissement et le passage des engins, choisir des zones sans végétation indigène vivace ou menacée.
- Après l'enfouissement, bien réviser la zone et retirer les restes d'épines ou tout débris en surface.
- Faire un suivi pour retirer tout rejet des débris enfouis sous terre près de la surface.

Inconvénients :

- Impact sur le sol des roues des engins.

Avantages :

- Méthode rapide et bon marché.

Degré d'effectivité : Élevé

8.5. Canne de provence (*Arundo donax*)

Espèce : **ARUNDO DONAX**

Méthode : **Débroussaillage et couverture géotextile**

Conditions les plus appropriées à son application :

- Peuplements isolés d'*Arundo donax*
- Zones envahies sur les berges des rivières où l'utilisation de produits phytosanitaires n'est pas autorisée.

Matériel nécessaire :

- Pelle rétro.
- Débroussailleuse.

Pas à suivre :

- Isoler et signaler la zone de travail.
- Débroussailler les tiges de canne le plus près possible du sol.
- Placer des bandes de géotextile pour couvrir complètement la zone envahie.
- Fixer les bords du géotextile avec des agrafes ou des pierres trouvées sur place.
- Couvrir et cacher le géotextile avec les restes du débroussaillage pour renforcer la tenue et éviter tout vol éventuel.

Précautions :

- Le géotextile doit dépasser de 2 - 4 m le rayon de la zone envahie pour éviter le développement des rejets.
- Réaliser des suivis périodiques pour retirer les rejets ou remplacer le géotextile abîmé ou volé.

Inconvénients :


- Le géotextile reste installé pendant plusieurs mois, ce qui retarde la reconstitution de la communauté végétale indigène.

Avantages :

- Évite l'utilisation d'herbicide.

Degré d'effectivité :

- Il est nécessaire de réaliser des suivis réguliers pour éviter que les rejets n'arrivent à ressurgir à travers le géotextile.



Cette publication présente des expériences et méthodes de lutte contre des espèces végétales exotiques du littoral andalou, mises en œuvre à échelle pilote dans le cadre du projet de coopération internationale POCTEFEX TRANSHABITAT_0087 (Andalousie - Maroc) de l'Union européenne, au cours de l'action « Développement de techniques de lutte contre la flore envahissante du littoral ». Les espèces sélectionnées représentent une variété de types fonctionnels. Elles comprennent des arbres tels que le mimosa eucalyptus, des arbustes ligneux comme le *lantana* (*Lantana camara*), des espèces succulentes telles que le sisal (*Agave sisalana*) et la raquette à fleurs jaunes (*Opuntia dillenii*) ainsi que des plantes ligneuses vivaces comme la canne de Provence (*Arundo donax*). Parmi les méthodes expérimentées se trouvent des traitements physiques et mécaniques (couverture à l'aide de géotextiles, débroussaillage, arrachage mécanique), des traitements chimiques sélectifs, utilisés en application foliaire ou par injection à la base de la tige, et en associant les deux procédés. Pour chaque méthode testée ont été évalués et comparés des indicateurs de coût et d'effort, des indicateurs de reconstitution de la communauté indigène ainsi que l'efficacité de la méthode. Ces expériences à échelle pilote s'avèrent d'une grande utilité pour aborder des expériences de lutte contre des plantes envahissantes à venir, ayant une plus grande probabilité de réussir.