

Plantes invasives en région méditerranéenne : quelles restrictions d'utilisation préconiser pour les jardins et les espaces verts ?

*Invasive plants in the Mediterranean region:
what restrictions should be placed on their use in gardens
and amenity plantings?*

O. FILIPPI¹ et J. ARONSON²

1. Pépinière Filippi, R.D. 613, 34140 Mèze, France
olivier.filippi@wanadoo.fr

2. Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive (CNRS-UMR 5175),
Montpellier, France et Missouri Botanical Garden, États-Unis
james.aronson@cefe.cnrs.fr

Correspondance : olivier.filippi@wanadoo.fr

Résumé

Les jardins et les espaces verts sont de plus en plus nombreux en région méditerranéenne, entraînant un impact écologique significatif en raison de la consommation en eau douce et de l'application d'engrais et de pesticides qu'ils nécessitent pour leur entretien. Le choix d'espèces végétales exotiques ayant d'importantes qualités horticoles, par exemple des plantes couvre-sols plus résistantes à la sécheresse que le gazon traditionnel, peut s'avérer bénéfique pour réduire cet impact. Cependant, l'utilisation de plantes exotiques peut avoir également un impact négatif sur les écosystèmes naturels ou semi-naturels lorsqu'elles s'échappent des lieux de plantation et deviennent invasives. Les risques et les bénéfices présentés par certaines plantes exotiques potentiellement invasives imposent donc une réflexion approfondie sur les espèces à utiliser ou à éviter lors des plantations. Nous proposons un protocole d'aide à la décision pour déterminer quel type de restriction d'utilisation est à prescrire pour chaque espèce, en fonction d'un ensemble de critères d'évaluation tenant compte à la fois des impacts négatifs potentiels de l'espèce dans le milieu d'introduction et des bénéfices engendrés par son utilisation dans les jardins et les espaces verts. Un tableau de 20 espèces est présenté pour illustrer l'application du protocole et son utilité. Un modèle de base de données, rassem-

blant toutes les informations disponibles sur les impacts positifs et/ou négatifs d'une espèce exotique utilisée dans les jardins et les espaces verts, est également proposé et illustré à partir de l'espèce végétale *Lippia canescens* Kunth. Cette approche holistique pourrait aider à concilier les objectifs d'une horticulture écologiquement durable et les enjeux de conservation de la biodiversité et des écosystèmes naturels.

Abstract

Gardens and other amenity plantings are expanding rapidly throughout the Mediterranean region and may have a significant ecological impact due to fresh water consumption and use of fertilizers and pesticides. The choice of non-native plants with high horticultural value – for example attractive ground-cover species that are more resistant to dry conditions than conventional lawns – can help reduce this impact. However, some non-native plants may have a negative impact on natural or semi-natural ecosystems if they escape from planting areas and become naturalized. Here we provide an overview of the advantages and potential risks of using potentially invasive, non-native species in an horticultural setting and discuss assessment criteria to consider when framing recommendations or legislation aimed at restricting the spread and negative impact of

Mots clés : critères d'évaluation, impacts, bénéfices, protocole d'aide à la décision, *Lippia canescens* Kunth.

Key words: evaluation criteria, impacts, benefits, decision making protocol, *Lippia canescens* Kunth.

invasive plants. We propose a simple decision-making protocol to help determine which types of restriction to prescribe for any given species. A sampler of 20 species is presented to illustrate the concept and utility of this approach. We also propose a model for a data base which assembles all the available information – both positive and negative – concerning a useful species of concern, Lippia canescens Kunth. This holistic approach could help reconcile objectives of an environmentally 'friendly' and sustainability-oriented horticulture, on the one hand, and of conservation of biodiversity and natural ecosystems on the other.

Introduction

Dans la région méditerranéenne, l'accroissement du niveau de vie moyen et l'urbanisation galopante entraînent une augmentation des surfaces dédiées aux jardins et aux espaces verts (IFEN 2006), avec des conséquences environnementales et culturelles complexes qui méritent d'être étudiées dans leur globalité. Lieux d'agrément, de récréation et de lien social, les jardins et les espaces verts ont de multiples fonctions paysagères et environnementales. Conçus pour embellir les cadres de vie et de transport, ils contribuent aussi à la lutte contre l'érosion des sols, à la régulation des flux hydriques (Vergriete & Labrecque 2007), à la création de puits de carbone (Jo & McPherson 2001) et au maintien d'habitats et de corridors pouvant accueillir des oiseaux (Chamberlain *et al.* 2004), des mammifères et des insectes (Young 2008). Cependant, ces mêmes jardins et espaces verts, bien que perçus par le public comme des lieux de « Nature », peuvent avoir un impact négatif sur l'environnement en raison de leur consommation en eau, en pesticides, en engrais et en désherbants. Ils peuvent aussi être parfois le foyer de dissémination de plantes exotiques invasives (Marco *et al.* 2008), présentant des risques pour la santé humaine, l'économie et/ou la biodiversité et les écosystèmes autochtones (Heywood & Brunel 2009).

Le choix des espèces végétales utilisées dans les jardins et les espaces verts représente donc un enjeu majeur. Certaines plantes exotiques ont un réel intérêt non seulement paysager mais aussi environnemental, par exemple en diminuant l'impact écologique et la consommation en eau des jardins et des espaces verts traditionnels. Néanmoins, certaines de ces

mêmes espèces peuvent avoir des impacts négatifs potentiellement graves, lorsqu'elles s'échappent des lieux de plantation et envahissent les écosystèmes naturels ou semi-naturels.

Qu'est-ce qu'une plante invasive ?

Selon Richardson *et al.* (2000), une espèce invasive est une espèce exotique qui, ayant franchi les barrières successives qui limitaient sa reproduction, sa naturalisation et sa dispersion, connaît une phase importante d'expansion dans sa nouvelle aire d'introduction. Certains auteurs notent pourtant qu'il peut y avoir une confusion engendrée par le terme même d'*espèce* invasive : une espèce ne peut jamais être invasive en soi, ce n'est qu'une *population* d'une espèce, dans un lieu donné et à un moment donné, qui est invasive (Colautti & MacIsaac 2004). Cela veut dire qu'une population d'une espèce peut être invasive et avoir des impacts négatifs dans un endroit donné alors qu'une autre population de la même espèce peut avoir un usage procurant des bénéfices dans un autre endroit, sans présenter de risques (De Wit *et al.* 2001 ; Rouget *et al.* 2002 ; Tassin 2008).

Pour certaines plantes réputées invasives, il peut également exister une incertitude, à une échelle locale, sur le statut d'indigénat d'une espèce ou sous-espèce (Beisel & Lévêque 2009), car les données historiques nécessaires à la définition de ce statut font parfois défaut (Jauzein 2001). De plus, la définition même d'espèce indigène peut varier selon les auteurs (Sax *et al.* 2007 ; Warren 2007 ; Valéry *et al.* 2008) : certains s'appuient sur la notion d'indigénat administratif (Webb 1985), alors que les frontières politiques ne correspondent pas aux barrières biologiques et écologiques qui délimitent l'aire potentielle d'une espèce (Pascal *et al.* 2006 ; Lambdon *et al.* 2008), surtout dans la région méditerranéenne avec son histoire complexe de brassage et de migration des espèces végétales (Blondel *et al.* 2010). Ainsi, la notion d'espèce exotique, bien qu'essentielle pour définir les plantes invasives, prête parfois à confusion, la période temporelle et le domaine géographique considérés pour délimiter l'indigénat différant selon les auteurs (Pascal *et al.* 2009). Ces points de vue divergents ne facilitent pas la concertation avec le monde horticole pour définir quelles sont les plantes invasives à éviter lors des plantations.

Des recommandations parfois contradictoires

Pour limiter la propagation de plantes invasives ayant un impact négatif, telles les griffes de sorcière (encadré ci-contre), de nombreuses initiatives ont vu le jour dans différents pays du sud de l'Europe avec notamment la mise au point de listes d'espèces exotiques à ne pas utiliser dans les jardins et pour l'aménagement du paysage, l'horticulture ornementale étant reconnue comme l'une des voies majeures de diffusion des plantes invasives (Lambdon *et al.* 2008 ; Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe – DAISIE). Certaines de ces listes sont assorties de simples recommandations sur les espèces exotiques à ne pas planter (AME CBNMP 2003). D'autres, au contraire, font l'objet d'une législation interdisant la culture et la plantation d'une liste d'espèces exotiques, comme par exemple dans la région de Valence en Espagne (Generalitat Valenciana, Orden 2007/11801 du 10 septembre 2007).

Malheureusement, les listes d'espèces à éviter en horticulture, établies par les différentes agences de conservation dans le sud de l'Europe, sont basées sur des critères non homogènes d'une liste à l'autre (Heywood & Brunel 2009), ce qui alimente parfois des débats conflictuels préjudiciables à la mise en œuvre de ces recommandations. Certaines listes catégorisent les espèces invasives selon leurs impacts négatifs plus ou moins élevés, d'autres au contraire ne font pas de distinction entre les espèces nuisibles et celles qui ne le sont pas (Parker *et al.* 1999 ; Pysek *et al.* 2009). De plus, ces listes sont souvent établies à différentes échelles spatiales, par exemple à un échelon national ou régional, ce qui peut générer une confusion supplémentaire. Parmi les listes nationales de plantes invasives rassemblées dans le cadre du projet européen DAISIE, seules quelques-unes analysent en détail les impacts négatifs des espèces et plusieurs ne font pas de distinction entre les espèces exotiques naturalisées et celles qui n'ont qu'une présence fugace (Lambdon *et al.* 2008).

La pertinence des recommandations à destination de l'horticulture méditerranéenne est ainsi remise en cause par les contradictions qui apparaissent lorsque l'on compare les différentes listes de plantes à éviter ou à utiliser. On note par exemple qu'au Portugal, le Décret n° 565/99 du 21 décembre 1999 concernant les plantes invasives rend passible d'une amende pouvant atteindre 600 000

Les griffes de sorcière, un exemple de plante invasive

Les griffes de sorcière (*Carpobrotus acinaciformis* (L.) L. Bolus, *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br. et leurs hybrides), originaires de la région du Cap en Afrique du Sud, sont des espèces qui colonisent les milieux littoraux sous climat méditerranéen (Vilà *et al.* 2008). Elles ont longtemps été utilisées en raison de leur potentiel pour stabiliser les milieux dunaires et fixer les talus et remblais proches du littoral. Mais les *Carpobrotus* se sont rapidement avérés invasifs dans les milieux littoraux, rochers côtiers, dunes vives et arrière-dunes, menaçant des végétaux endémiques ou à haute valeur patrimoniale (Médail 1999). En plus de leur croissance rapide par stolons, les *Carpobrotus* sont disséminés sur de longues distances par les rats et les lapins qui consomment les fruits et dispersent les graines. Les fourmis moissonneuses assurent un transport secondaire des graines (Muller 2004). La plante peut ainsi facilement se disséminer hors du lieu de plantation pour envahir des milieux naturels ou semi-naturels. Pourtant, les *Carpobrotus* sont encore commercialisés par certaines pépinières dans le sud de l'Europe alors même que d'importants programmes d'arrachage sont mis en œuvre pour limiter leur expansion et préserver la biodiversité des milieux littoraux, déjà largement menacée par la surfréquentation des côtes (IFEN 2006).

escudos (environ 3 000 euros) toute personne contribuant, y compris par le biais de plantations ornementales, à disséminer involontairement dans la nature les espèces telles que le cyprès commun (*Cupressus sempervirens* L.), pourtant cultivé depuis l'Antiquité tout autour de la Méditerranée (Albertini 2009), et le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.), considéré comme indigène dans la péninsule Ibérique à proximité immédiate du Portugal (Quézel & Médail 2003). Aux Baléares, le figuier (*Ficus carica* L.) est noté sur la liste des espèces exotiques potentiellement invasives (Moragues 2005), alors que c'est l'un des arbres fruitiers les plus anciennement cultivés par l'homme autour de la Méditerranée (Baud *et al.* 2005), introduit dans la péninsule Ibérique au moins depuis l'époque des Phéniciens (Albertini 2009). En Espagne, la plantation de *Medicago arborea* L., un arbuste ornemental réputé pour sa beauté et sa résistance à la sécheresse, est vivement encouragée pour créer des « jardins méditerranéens sans invasives » (Père Fraga i Arguimbau 2009), alors que cette même espèce est parfois répertoriée comme invasive à éviter dans le sud de la France (I. Mandon-Dalger, comm. pers. 2009.) De fait, *M. arborea* représente un cas exemplaire de l'ambiguïté concernant l'« invasion » versus la migration de certaines espèces de notre région car, selon Aubin (1981), son arrivée en Italie puis dans le Midi de la France illustre tout simplement la migration naturelle de nom-

breuses espèces de l'est vers l'ouest dans le bassin méditerranéen (Quézel *et al.* 1990).

L'amalgame entre les espèces ayant un véritable impact négatif et celles qui ont comme principal tort de ne pas être indigènes, ou considérées comme telles (Gould 1997), risque d'entraîner une surenchère dans l'établissement des listes de plantes indésirables, voire interdites, dans les jardins et espaces verts. Cette surenchère risque d'être contre-productive. Une telle démarche ne manquera pas de susciter une réaction négative de la part des professionnels de l'horticulture et du paysage, qui sont pourtant des acteurs incontournables dans la mise en place d'actions concrètes visant à limiter la diffusion des plantes dont certaines populations peuvent avoir un véritable impact négatif lorsqu'elles deviennent invasives. Pour pouvoir avancer sur ces dossiers sensibles – qui sont parfois empreints d'une forte dimension émotionnelle et subjective (Webb 1985 ; Wilcove *et al.* 1998) – et mettre en œuvre des mesures efficaces permettant de réduire le risque environnemental lié à l'utilisation de plantes non indigènes et potentiellement invasives dans les jardins et les espaces verts, il faut être particulièrement vigilant sur le choix des espèces ciblées et le bien-fondé des décisions (Ewel *et al.* 1999 ; Parker *et al.* 1999). Dans les sections suivantes, nous allons étudier différents critères d'évaluation des plantes potentiellement invasives qui permettraient d'aboutir à des prises de décision raisonnées sur les espèces à utiliser ou à éviter dans les jardins et espaces verts.

Méthode : élaboration d'un protocole d'aide à la décision

Critères d'évaluation des plantes invasives

L'Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP) propose de définir plusieurs catégories de plantes invasives correspondant à différents degrés de restrictions d'utilisation, certaines plantes potentiellement invasives pouvant être cultivées sans danger dans des lieux où elles ne risquent pas de s'échapper, d'autres étant à proscrire quel que soit le lieu de plantation

(Heywood & Brunel 2009). Cette catégorisation des plantes invasives établirait, selon ses auteurs, une passerelle de communication positive entre les professionnels de l'horticulture et ceux de la conservation, pour aboutir à des actions concrètes limitant la diffusion des espèces ayant un impact négatif. Malheureusement, la catégorisation des plantes invasives proposée par l'OEPP ne prend en compte qu'une seule partie des enjeux, à savoir les risques. Pour aller plus loin dans la voie de l'OEPP, nous proposons d'évaluer pour chaque espèce les inconvénients et les avantages, en étudiant non seulement les impacts négatifs potentiels d'une espèce dans la zone d'introduction, le risque de propagation hors des lieux de plantation, mais aussi les éventuels aspects écologiques et économiques *positifs* de l'utilisation de l'espèce dans les jardins et les espaces verts.

Prise en compte des impacts négatifs de l'espèce

Pour définir les restrictions d'utilisation à recommander aux professionnels de l'horticulture et du paysage, il faut bien distinguer les plantes invasives qui sont réellement nuisibles de celles qui ne risquent pas d'avoir d'impact négatif significatif dans une zone d'introduction donnée (Randall *et al.* 2008). Cette distinction permet de concentrer les moyens humains et financiers sur les objectifs de gestion et/ou de prévention prioritaires (Hobbs *et al.* 2006). Elle permet également de relativiser l'impact psychologique (Parker *et al.* 1999 ; Pysek *et al.* 2009) parfois très fort pour certaines espèces exotiques, dont l'aspect ou l'expansion peuvent être spectaculaires en milieux anthropisés, alors qu'elles n'ont qu'un faible impact effectif sur les milieux naturels (Simberloff 2003 ; Sagoff 2005 ; Hulme *et al.* 2007).

Les plantes invasives peuvent avoir plusieurs types d'impacts négatifs (Heywood & Brunel 2009), dont des impacts sur la santé humaine, sur les activités économiques et/ou sur la biodiversité autochtone et le fonctionnement des écosystèmes naturels et semi-naturels. Les impacts sur la santé humaine sont les plus faciles à évaluer, car leur mesure correspond à des unités aisément comptabilisables (nombre de malades, pourcentage de la population humaine locale sensible à une allergie, etc.). Les impacts sur les activités économiques sont plus complexes à évaluer. Ils intègrent des variables concernant par exemple

l'obstruction de voies navigables, la baisse du rendement d'une parcelle cultivée, ou encore la diminution de la valeur pastorale des parcours de pâturage dans la zone envahie. Mais dans certains cas, il peut être difficile de discerner dans quelle mesure c'est l'invasion d'une espèce qui entraîne la modification du milieu, ou la modification du milieu qui facilite l'invasion (Sax *et al.* 2002 ; Gurevitch & Padilla 2004). Ce sont en effet parfois les activités économiques elles-mêmes qui entraînent une modification du milieu favorable à la prolifération d'une plante invasive : surpâturage, excès de nitrates ou de pesticides, pollution des cours d'eau, voire modification du niveau de la nappe phréatique ou salinisation du sol liées à une agriculture intensive. Dans ce cas, la lutte contre une espèce non indigène opportuniste stigmatisée comme invasive pourrait n'avoir qu'un intérêt marginal sans remise en cause en amont des pratiques de gestion du milieu qui permettent la prolifération des populations non désirées de cette espèce adventice (Barbault & Teyssèdre 2009).

Bien qu'aucun outil ne soit encore internationalement reconnu pour évaluer l'impact négatif des plantes invasives sur la biodiversité et les écosystèmes, plusieurs approches ont été proposées depuis quelques années (Vitousek *et al.* 1987 ; Hulme *et al.* 2007 ; ISEIA 2007). Cependant, il subsiste une réelle difficulté à évaluer les impacts, de façon rigoureuse, tant sur le plan méthodologique que technique. En l'absence des données et des moyens nécessaires pour mesurer cet impact, la plupart des professionnels de l'environnement doivent se contenter d'évaluer l'abondance d'une plante invasive dans une aire donnée (Hulme *et al.* 2007). Pour franchir une étape importante dans la prise de décision sur les restrictions d'utilisation des plantes invasives dans les jardins et espaces verts, nous proposons d'utiliser, pour sa simplicité d'utilisation, le protocole belge de mesure d'impact des plantes invasives (ISEIA 2007). Ce protocole établit un système de notation permettant d'évaluer l'impact relatif de différentes espèces en comparant leur « score » d'impact. Le score d'impact dépend de quatre paramètres : a) le potentiel de dispersion de l'espèce, b) la valeur de conservation des milieux qui risquent d'être envahis, c) l'impact sur la diversité des espèces autochtones et d) l'impact sur le fonctionnement des écosystèmes. Chacun de ces quatre paramètres est évalué par une note allant de 1 à 3, correspondant à des niveaux d'impact faible, moyen ou élevé. Le

cumul des notes pour les quatre paramètres permet d'obtenir le score total d'impact, exprimé sur une échelle allant de 4 à 12. Le protocole ISEIA propose de classer les espèces selon le barème suivant : impact faible (score 4-8), moyen (score 9-10) ou élevé (score 11-12). À notre avis, il faut une approche plus restrictive de la notion d'impact faible, car la seule combinaison de deux paramètres ayant une note élevée peut suffire à créer un impact significatif (par exemple, le potentiel de dispersion et l'impact sur le fonctionnement des écosystèmes). D'après nous, pour considérer qu'une espèce a un impact faible, il faut que le score total d'impact soit inférieur ou égal à 6 avec au moins trois des quatre paramètres ayant un impact faible (notés 1). Par exemple, dans notre approche, l'impact sera faible si la valeur de conservation des milieux envahis, l'impact sur la diversité des espèces autochtones et l'impact sur le fonctionnement des écosystèmes sont tous les trois faibles (notés 1), même si le potentiel de dispersion de la plante invasive est élevé (noté 3), soit un score total égal à 6.

Les plantes invasives qui n'ont qu'un impact environnemental faible pourront être cultivées sans restriction particulière mais resteront sur une liste d'observation. Leur statut peut en effet changer dans le temps, notamment en région méditerranéenne où l'on peut prévoir une amplification du problème des plantes invasives liée à l'accroissement des perturbations d'origine anthropique ou dues aux changements climatiques (Thuiller *et al.* 2005 ; McLachlan *et al.* 2006 ; Bradley *et al.* 2009). Les plantes invasives qui ont un impact négatif moyen ou élevé (score ISEIA de 7 à 12) peuvent pourtant, pour certaines d'entre elles, avoir des aspects positifs dans les jardins et les espaces verts. Dans quel cas faut-il proscrire complètement leur utilisation, et dans quels cas peut-on préconiser un usage restreint sans entraîner de risque environnemental ? Pour répondre à ces questions, l'étape suivante dans l'évaluation du risque lié à l'utilisation d'une plante invasive consiste à déterminer si elle peut ou non s'échapper des jardins et espaces verts (Groves *et al.* 2005) pour envahir les milieux naturels ou semi-naturels où elle peut avoir un impact négatif.

Prise en compte du risque de propagation de l'espèce hors du lieu de plantation

Pour évaluer le risque de propagation d'une plante invasive hors d'un jardin où elle est plantée, nous proposons d'analyser d'abord dans quel type de milieu la plante est potentiellement invasive : est-ce une plante invasive généraliste ou, au contraire, spécialiste (Barbault & Teyssède 2009) ? Une plante invasive généraliste est une espèce capable de coloniser de nombreux milieux différents, qu'ils soient naturels, semi-naturels ou anthropisés (ex. : *Buddleja davidii* Franch. ; Muller 2004). Une plante invasive spécialiste est une espèce qui ne colonise au contraire qu'un type de milieu spécifique, comme par exemple les dunes littorales ou les ripisylves qui sont d'ailleurs parmi les milieux les plus sensibles aux plantes invasives en région méditerranéenne (Chytry *et al.* 2009) (ex. : *Carpobrotus* spp. ; Vilà *et al.* 2008 ; voir encadré p. 33). L'évaluation du risque de propagation d'une plante potentiellement invasive permet de définir des zones à risque où la plantation dans les jardins est toujours à proscrire et des zones à faible risque où la plantation peut, dans certains cas, être envisageable.

Pour une plante invasive généraliste, le risque de propagation hors du lieu de plantation est élevé car elle peut s'échapper des jardins en se propageant dans les zones rudérales et les espaces délaissés en zone urbaine ou périurbaine, souvent reliés entre eux par le réseau des voies de communication et leurs abords. Dans la mesure où elle peut avoir un impact négatif, la plantation d'une plante invasive généraliste est donc à proscrire dans tous les cas, puisque tous les jardins représentent des zones à risque d'où l'espèce en question peut facilement s'échapper.

Pour les plantes invasives spécialistes, la définition des zones à risque où la plantation est à proscrire dépend de la connectivité écologique entre le lieu de plantation et le milieu où la plante est potentiellement invasive. La connectivité écologique, qui peut être structurelle et/ou fonctionnelle (Metzger & Décamps 1997 ; Tichendorf & Fahrig 2000), décrit la capacité d'une espèce à migrer dans un paysage donné entre deux milieux (Taylor *et al.* 2006). Il s'agit d'une connectivité *structurelle* s'il y a continuité spatiale entre le lieu de plantation et le milieu où la plante peut être invasive. Il s'agit d'une connectivité *fonctionnelle* si le mode de dissémination de l'es-

pèce considérée lui permet de migrer entre le lieu de plantation et le milieu où la plante peut être invasive alors qu'ils ne sont pas adjacents. Plusieurs cas de figure peuvent ainsi se présenter, selon le mode de dissémination de l'espèce considérée :

- si par un mode de dissémination à longue distance, avec par exemple une dispersion des graines par anémochorie ou par zoochorie, la plante risque de s'échapper du lieu de plantation pour accéder éventuellement au milieu spécifique où elle peut devenir invasive (connectivité fonctionnelle), la plantation est à proscrire dans tous les cas, tous les jardins pouvant être considérés comme des zones à risque ;
- s'il n'y a pas de mode de dissémination à longue distance mais que les stratégies de reproduction de l'espèce entraînent un risque de propagation involontaire par l'homme (anthropochorie), la plantation est toujours à proscrire comme dans le cas précédent. Par exemple, *Oxalis pes-caprae* L. est une espèce dont les modes de dissémination sont à courte distance (autochorie, propagation végétative) mais dont la propagation à grande échelle est assurée d'une manière involontaire par l'homme – bulbilles véhiculés par les outils agricoles (Hulme *et al.* 2007) ;
- si le mode de dissémination est uniquement à courte distance, avec par exemple une propagation végétative et/ou une dispersion des graines par barochorie, la plante risque de s'échapper lorsque le lieu de plantation est situé à proximité du milieu spécifique où la plante peut devenir invasive (connectivité structurelle) : la plantation est alors à proscrire. Par contre, la plantation peut être envisageable hors zone à risque, c'est-à-dire si le lieu de plantation n'est pas situé à proximité du milieu où la plante peut devenir invasive. Les zones à risque doivent être définies pour chaque espèce au cas par cas selon l'aménagement du territoire.

La plantation d'une plante invasive ayant un impact négatif pourrait donc être envisageable uniquement s'il s'agit d'une espèce spécialiste et si le lieu de plantation ne présente pas de connectivité écologique, qu'elle soit structurelle ou fonctionnelle, avec le milieu où la plante est potentiellement invasive. La prochaine étape pour évaluer dans quel cas la plantation pourrait être justifiée consiste à étudier les éventuels aspects positifs de l'utilisation de l'espèce dans les jardins et les espaces verts.

L'empreinte écologique des espaces verts

Le premier impact négatif des jardins et espaces verts en région méditerranéenne concerne la consommation en eau douce, en particulier pour l'entretien des gazons (Larcher & Gelgon 2005). En France, la surface cumulée des gazons atteint un million d'hectares (Tournu 2000), soit plus que la surface cumulée de l'ensemble des réserves naturelles de France continentale. Dans les conditions climatiques du sud de la France, la consommation en eau pour maintenir un gazon est en moyenne de 1 m³ par m² et par an et augmente sensiblement dans les régions méditerranéennes plus chaudes : en Catalogne espagnole, il faut 1,6 m³ par m² et par an (Priestley & Bonastre 1993) et dans le sud de l'Espagne, plus de 2 m³ par m² et par an (Merino & Miner 1997). Cependant, les réalisations d'espaces verts irrigués comprenant des gazons « anglais » se multiplient sur tout le littoral d'Afrique du Nord et également sur de nombreuses côtes à l'est du bassin méditerranéen – en Turquie, Égypte et Croatie, par exemple. Conçus pour donner une image de prestige favorable au développement touristique, ils posent de véritables questions éthiques et écologiques dans les régions où une partie de la population locale n'a pas accès à l'eau courante.

En plus de la consommation en eau, les espaces verts ont un impact négatif lié à l'utilisation des pesticides. En tonnage global, la France est le premier consommateur de pesticides en Europe, et le troisième au niveau mondial, pour un marché de 2,3 milliards de dollars (UIPP 2007). 10 % de ces pesticides sont utilisés dans les jardins et les espaces verts, soit une consommation annuelle de plus de 7 000 tonnes de produits phytopharmaceutiques, comprenant insecticides, fongicides et désherbants (OPECST 2003).

En plus de leurs impacts directs sur la faune et les insectes auxiliaires, ces produits sont véhiculés vers les cours d'eau et les nappes superficielles. En 2006, une campagne intensive d'échantillonnages a révélé la présence de 235 molécules différentes de pesticides dans les cours d'eau en France (IFEN 2006). Pour 49,8 % des cours d'eau, les analyses ont détecté la présence d'AMDA (acide aminométhylphosphorique), le produit de dégradation du glyphosate, un désherbant massivement employé non seulement en agriculture mais aussi dans les jardins et les espaces verts (Robin 2008). La consommation de pesticides dans les jardins et les espaces verts présente également d'importants risques pour la santé humaine (Nicolino & Veillerette 2007). Heureusement, un changement de pratiques s'amorce pour limiter la consommation en eau et en intrants chimiques afin de réduire à la fois l'impact écologique des jardins et des espaces verts (CNFPT IVF 1995) et les risques pour la santé des jardiniers et des usagers (Plan ECOPHYTO 2018*). Ces nouvelles pratiques se fondent sur deux principes simples : premièrement, la recherche de modes de gestion nécessitant moins d'intrants et, deuxièmement, la recherche de plantes adaptées au sol et au climat local (Gildemeister 1996 ; Filippi 2007) permettant de réduire la consommation en eau, en engrais et en pesticides. De plus, un choix judicieux de plantes peut réduire considérablement l'impact et le coût en termes de carburant et de travail d'entretien pour les espaces verts.

* Voir <http://agriculture.gouv.fr/sections/magazine/focus/phyto-2018-plan-pour/#planECOPHYTO2018>

Prise en compte des éventuels aspects positifs de l'espèce dans les jardins et les espaces verts

Parmi les aspects positifs d'une plante horticole, on peut analyser comment l'utilisation d'une espèce – qu'elle soit indigène ou exotique – permet de réduire l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts traditionnels (voir encadré ci-dessus).

Nous proposons d'évaluer les aspects positifs des espèces utilisées dans les jardins et les espaces verts méditerranéens selon trois paramètres : la consommation en eau, la consommation en intrants chimiques (engrais, désherbants, insecticides, fongicides) et la consommation en carburant (liée aux opérations d'entretien nécessitant des outils à moteurs : tondeuse, taille-haie, débroussailluse, évacuation des déchets, etc.). Chacun de ces trois paramètres peut être évalué par une note allant de 1 à 3, correspondant à

des niveaux faibles, moyens ou élevés. Le cumul des notes pour les trois paramètres permet d'obtenir le score total d'impact environnemental, exprimé sur une échelle allant de 3 à 9. On peut comparer le score de plusieurs espèces pour évaluer celles dont l'utilisation représente un aspect positif. Pour être cohérente, cette comparaison ne peut être pratiquée que pour des espèces ayant les mêmes fonctions paysagères (haies brise-vent, plantes vivaces à floraison décorative, gazons ou alternatives au gazon, etc.). Pour illustrer cet outil d'évaluation, le tableau 1 indique les scores d'impact environnemental de 10 espèces utilisées comme gazon ou alternative au gazon en région méditerranéenne.

Avec la prise de conscience de l'ampleur de l'impact négatif des jardins et espaces verts traditionnels sur l'environnement, la santé humaine et l'économie, et dans le contexte aussi des changements globaux, comprenant les invasions biologiques et les perturbations

Tableau 1 – Impact environnemental de 10 espèces ou variétés utilisées comme gazon ou alternatives au gazon en région méditerranéenne. Chaque paramètre est noté de 1 (faible) à 3 (élevé), et le score d'impact est exprimé sur une échelle allant de 3 (niveau le plus faible) à 9 (niveau le plus élevé). Les informations contenues dans ce tableau sont issues de références bibliographiques (Beard 1973 ; Kim *et al.* 1987 ; Gibeault *et al.* 1990 ; Croce *et al.* 2001 ; Duble 2001 ; Geren *et al.* 2009), complétées par nos observations personnelles dans les parcelles expérimentales de la pépinière Filippi.

Table 1 – Environmental impact of 10 species or varieties used as lawn grasses, or alternatives to lawn, in the Mediterranean region. Each parameter is noted from 1 (weak) to 3 (high), and the total impact is expressed on a scale ranging from 3 (weakest) to 9 (highest). Informations are provided from references (Beard 1973; Kim *et al.* 1987; Gibeault *et al.* 1990; Croce *et al.* 2001; Duble 2001; Geren *et al.* 2009) and personal observations in experimental stands in the Filippi plant nursery.

Espèce	Consommation en eau	Consommation en intrants chimiques	Consommation en carburant (fréquence des tontes)	Score d'impact
<i>Lippia canescens</i> Kunth	1	1	1	3
<i>Cynodon</i> 'Santa Ana' (<i>C. dactylon</i> (L.) Pers. x <i>C. transvaalensis</i> Burtt-Davy)	1	1	2	4
<i>Zoysia tenuifolia</i> Willd. ex. Thiele	2	1	1	4
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	2	1	2	5
<i>Achillea crithmifolia</i> Waldst. & Kit.	2	1	2	5
<i>Dichondra repens</i> J. R. Forst. & G. Forst.	3	1	2	6
<i>Zoysia japonica</i> Steud.	2	2	3	7
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex. Chiov	2	2	3	7
<i>Festuca arundinacea</i> Shreb.	2	3	3	8
<i>Lolium perenne</i> L.	3	3	3	9

climatiques, la politique de l'horticulture doit être revue et affinée – au même titre que celles de l'agriculture, de l'industrie et de toutes les activités humaines. Le choix des espèces doit dépendre d'un ensemble de critères d'évaluation, analysant à la fois tous les aspects négatifs et les aspects positifs de la plante.

Présentation du protocole d'aide à la décision

Pour catégoriser les plantes invasives en fonction des restrictions d'utilisation à prescrire pour les jardins et les espaces verts, nous proposons d'utiliser un protocole d'aide à la décision. Ce protocole hiérarchise les étapes de la prise de décision : il s'agit d'étudier d'abord les éventuels impacts négatifs de l'espèce considérée dans la zone d'introduction, puis d'analyser le risque de propagation hors du lieu de plantation et seulement enfin d'étudier les éventuels aspects positifs de l'espèce (figure 1). Pour chaque espèce candidate, les réponses à la chaîne de questions successives peuvent aboutir à trois types de décision : 1) la culture de l'espèce est à proscrire quel que soit le lieu de plantation envisagé (en gris foncé) ; 2) la culture de l'espèce est possible en toute zone, mais la plante reste en liste d'observation pour le cas où une évolution des conditions (par exemple liée au réchauffement climatique) amènerait à réviser le statut de la plante (en gris clair) ; 3) la culture de l'espèce est possible uniquement hors des zones à risque définies pour l'espèce (en blanc).

Base de données bibliographiques sur les espèces végétales

Pour utiliser ce protocole d'aide à la décision, il nous faut un outil de plus, permettant de rassembler les informations nécessaires dans un document d'évaluation standardisé. Il s'agit d'une base de données sur les risques et bénéfices de l'utilisation des plantes invasives, ou potentiellement invasives, envisagée dans les jardins et espaces verts. Pour diminuer les risques d'erreurs liés à une perception trop restreinte (Sagoff 2005), nous proposons que la base de données soit établie par un groupe interprofessionnel (par exemple scientifiques et professionnels du paysage). Cette base de données doit indiquer les différentes sources (bibliographiques, interviews d'experts ou observations personnelles des auteurs). Nous proposons d'utiliser les rubriques suivantes :

I. INFORMATIONS GÉNÉRALES

I.1. Dénomination

I.1.1. Nom scientifique de l'espèce

I.1.2. Noms communs

I.1.3. Famille botanique

I.1.4. Synonymes botaniques

I.1.5. Risques de confusion avec espèces ou variétés proches

I.2. Type biologique

I.3. Origine et aire biogéographique

I.4. Distribution autour de la Méditerranée

I.5. Écosystème dominant dans l'aire d'origine

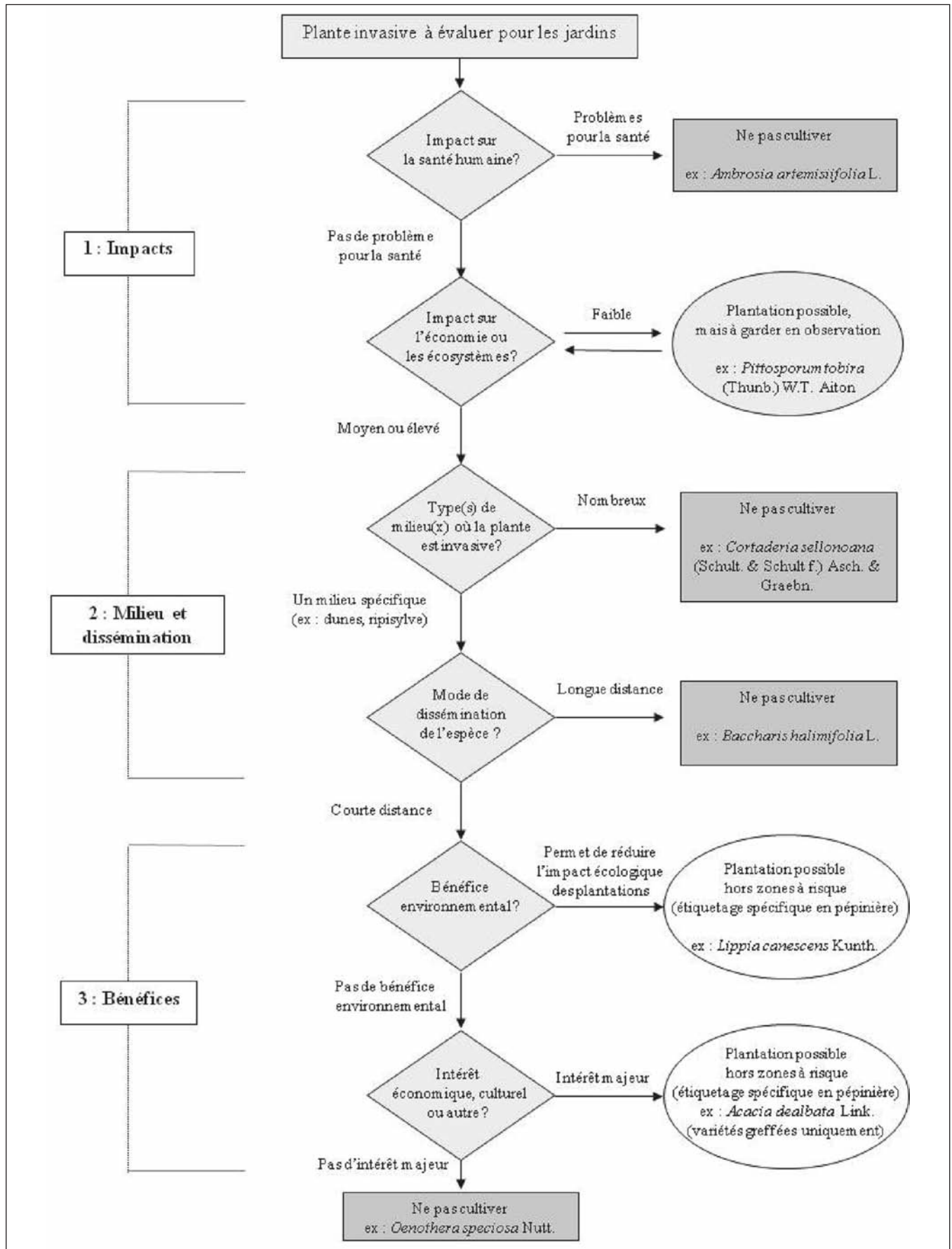


Figure 1 – Protocole de catégorisation des espèces invasives en vue de prescrire des restrictions d'utilisation pour les jardins et les espaces verts.

Figure 1 – A decision-making protocol to help determine which types of restriction to impose for any given non-indigenous species under consideration for use in gardens or amenity plantings.

II. PROPAGATION**ET MODE DE DISSÉMINATION****II.1. Vecteur de pollinisation****II.2. Dissémination des graines****II.3. Multiplication végétative****II.4. Propagation par l'homme****III. TYPE DE MILIEU****III.1. Milieu(x) où l'espèce est invasive****III.2. Potentiel invasif (capacité d'extension par moyens naturels et/ou avec l'aide de l'homme)****III.3. Valeur de conservation du milieu envahi (présence d'espèces rares ou à haute valeur patrimoniale)****IV. IMPACTS NÉGATIFS****DE L'ESPÈCE INVASIVE****IV.1. Impacts sur la santé humaine****IV.2. Impacts sur les activités économiques****IV.3. Impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes****IV.3.1. Impacts sur les espèces autochtones***IV.3.1.1. Compétition directe**IV.3.1.2. Érosion de la diversité génétique**IV.3.1.3. Transmission d'agents pathogènes***IV.3.2. Impacts sur le fonctionnement des écosystèmes***IV.3.2.1. Modification du milieu**IV.3.2.2. Modification du flux de ressources**IV.3.2.3. Modification de la trajectoire d'évolution de l'écosystème***IV.4. Mesure d'impact sur la biodiversité et les écosystèmes : score ISEIA****V. ASPECTS POSITIFS DE L'UTILISATION****DE LA PLANTE****V.1. Réduction de l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts****V.2. Fonction paysagère****V.3. Intérêts économiques****V.4. Intérêt culturel ou patrimonial****VI. RECOMMANDATION****DE RESTRICTION D'UTILISATION****Exemple d'utilisation du protocole d'aide à la décision**

Pour tester la fiabilité du protocole d'aide à la décision nous avons sélectionné des espèces végétales apparaissant à la fois sur les listes des plantes invasives en Europe (DAISIE) et sur les listes des plantes cultivées en pépinière en France (ASPECO). Vingt espèces ont été soumises au protocole d'aide à la décision : *Achillea crithmifolia* Waldst. & Kit, *Ailanthus altis-*

sima (Mill.) Swingle, *Baccharis halimifolia* L., *Buddleja davidii* Franch., *Carpobrotus* spp., *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult f.) Asch. & Graebn., *Erigeron karvinskianus* DC., *Eschscholzia californica* Cham., *Ipheion uniflorum* (Lindl.) Raf., *Lippia canescens* Kunth, *Medicago arborea* L., *Nassella trichotoma* Hackel ex Arech, *Oenothera speciosa* Nutt., *Oxalis pes-caprae* L., *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov., *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov., *Pennisetum villosum* R.Br. ex Fresen, *Pittosporum tobira* (Thunb.) W.T. Aiton, *Stenotaphrum secundatum* (Walt.) Kuntze et *Stipa tenuissima* Trin.

Résultats

Le tableau 2 présente pour chaque espèce une fiche synthétique récapitulant d'une manière concise les données nécessaires à l'utilisation du protocole d'aide à la décision. Les différentes colonnes correspondent aux étapes successives du protocole : impacts négatifs de l'espèce dans sa zone d'introduction, type(s) de milieu(x) où la plante est invasive (espèce spécialiste ou généraliste), mode de dissémination et enfin éventuels aspects positifs de l'utilisation de la plante. Cette fiche synthétique comprend également, en conclusion, les restrictions d'utilisation qui peuvent être recommandées pour l'espèce concernée, telles qu'elles sont déterminées par l'utilisation du protocole. Les fiches sont établies d'après les informations contenues dans la base de données bibliographique complète de chaque espèce.

La base de données bibliographique ayant servi à établir la fiche synthétique de *Lippia canescens* est présentée à titre d'exemple en Annexe 1. Les informations contenues dans cette base de données sont issues d'une recherche bibliographique complétée par nos observations personnelles sur le terrain. Nous avons noté que les auteurs des différents textes que nous avons consultés ont parfois des avis divergents, voire contradictoires, en ce qui concerne la nomenclature, les modes de dissémination et le potentiel invasif de l'espèce, son impact négatif effectif ou la valeur de conservation des milieux envahis, qui sont pourtant des éléments essentiels de la prise de décision sur les restrictions d'utilisation à prescrire. Nous avons donc cherché à mettre en valeur la diversité des avis pour donner une image aussi globale que possible des enjeux liés à l'utilisation du *Lippia canescens*.

Tableau 2 – Différents types de restrictions d'utilisation dans les jardins et les espaces verts qui peuvent être recommandées pour 20 plantes invasives ou potentiellement invasives dans le sud de la France.
Table 2 – Different types of restriction on uses in gardens and amenity plantings that could be recommended for 20 plant species reported to be invasive, or potentially invasive, in the south of France.

Nom	Impacts			Milieu et dissémination		Bénéfices			Restrictions d'utilisation	
	Impact sur la santé	Impact sur les activités économiques	Impact sur la biodiversité et/ou les écosystèmes autochtones	Type(s) de milieu(x) (invasif, spécialiste ou généraliste)	Mode de dissémination	Réduction de l'empreinte écologique des plantations	Fonction paysagère	Intérêt économique ou culturel		
<i>Achillea crithmifolia</i> Waldst. & Kit	nul	nul	faible	invasif spécialiste	longue distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation	
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	moyen	moyen	moyen	invasif généraliste	longue distance	moyen	faible	faible	ne pas cultiver	
<i>Baccharis halimifolia</i> L.	moyen	moyen	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	moyenne	nul	ne pas cultiver	
<i>Buddleja davidii</i> Franch.	nul	nul	moyen	invasif généraliste	longue distance	faible	moyenne	nul	ne pas cultiver	
<i>Carobrotus</i> spp.	faible	faible	élevé	invasif spécialiste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver	
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult f.) Asch. & Graebn.	moyen	moyen	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver	
<i>Erigeron karwinskianus</i> DC.	nul	nul	faible	invasif généraliste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation	
<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	nul	nul	faible	invasif généraliste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation	
<i>Ipehion uniflorum</i> (Lindl.) Raf.	nul	nul	faible	invasif généraliste	courte distance	moyenne	moyenne	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation	
<i>Lippia canescens</i> Kunth	faible	élevé	moyen	invasif spécialiste	courte distance, sauf dans le milieu où la plante est invasive	élevée	élevée	faible	plantation possible uniquement hors zones inondables, bords de cours d'eau qui pourraient communiquer avec des prairies salées inondables)	
<i>Medicago arborea</i> L.	nul	nul	faible	invasif spécialiste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation	
<i>Nassella trichotoma</i> Hackel ex. Atech	nul	moyen	faible	invasif spécialiste	courte distance, sauf dans le milieu où la plante est invasive	élevée	élevée	nul	plantation possible uniquement hors zones sensibles (prairies sèches soumises à pâturage intensif)	
<i>Oenothera speciosa</i> Nutt.	nul	nul	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver	
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	nul	élevé	élevé	invasif généraliste	longue distance	faible	faible	nul	ne pas cultiver et contrôler que le terreau utilisé en pépinière soit exempt de bulbillés	
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex. Chiov.	nul	faible	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver	
<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.	faible	faible	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver	
<i>Pennisetum villosum</i> R.Br. ex. Fresen	faible	faible	élevé	invasif généraliste	longue distance	élevée	élevée	nul	ne pas cultiver	
<i>Pitiosporum tobira</i> (Thunb.) W.T. Aiton	nul	nul	faible	invasif spécialiste	longue distance	élevée	élevée	faible	plantation possible en toutes zones, mais reste en liste d'observation	
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	faible	faible	moyen	invasif spécialiste	courte distance	moyenne	élevée	nul	plantation possible uniquement hors zones à risque (zones humides du littoral, marais salés) et leurs abords ; préférer les cultivars stériles	
<i>Stipa tenuissima</i> Trin.	nul	moyen	faible	invasif généraliste	courte distance	élevée	élevée	nul	plantation possible uniquement hors zones à risque (prairies sèches soumises à pâturage intensif)	

Discussion

L'augmentation des surfaces végétalisées (jardins privés et espaces verts) en région méditerranéenne, en lien avec le développement des territoires urbanisés, soulève actuellement de nombreuses interrogations concernant l'impact écologique de ces surfaces (consommation en eau douce, utilisation d'engrais et de pesticides, invasions biologiques, etc.), notamment dans le cadre d'une réflexion de projet de développement durable des territoires. Le choix d'espèces végétales exotiques utilisées pour l'aménagement paysager nécessite une réflexion approfondie sur les espèces à utiliser ou à éviter lors des plantations du fait des risques (risques d'invasions biologiques) et des bénéfices (réduction de la consommation d'eau...) qu'elles présentent une fois plantées. Cette étude avait donc pour objectif de proposer une catégorisation des espèces en fonction des restrictions d'utilisation à préconiser. Cette catégorisation se fonde sur un protocole d'aide à la décision, élaboré spécialement pour l'évaluation des bénéfices et des impacts négatifs générés par les espèces végétales exotiques utilisées dans les jardins et les espaces verts méditerranéens.

Le protocole d'aide à la décision, testé actuellement sur seulement vingt espèces exotiques, nous a permis de catégoriser ces espèces en trois types de restrictions d'utilisation à prescrire. Cependant, la fiabilité du protocole devra être validée avec beaucoup plus d'exemples que ceux traités dans le cadre de cette première étude. La base de données portant sur les risques et bénéfices de l'utilisation d'une plante invasive peut toutefois dans certains cas être difficile à établir en amont du protocole. Certaines informations peuvent en effet faire défaut ou être difficiles à exploiter, en particulier pour les impacts négatifs des espèces dans leur zone d'introduction. Par exemple, selon Muller (2004), l'invasion de *Buddleja davidii* Franch. dans les milieux perturbés génère une nuisance au niveau paysager car son port, l'abondance des fleurs et le coloris des hampes florales s'intègrent mal à la végétation naturelle. L'aspect subjectif de la perception de l'impact peut également entraîner une réelle difficulté pour évaluer les impacts effectifs des plantes invasives sur la biodiversité et les écosystèmes autochtones. Tout comme Tassin (2010), nous constatons que les études sur les nuisances créées par les plantes invasives reflètent parfois un parti pris

sur le lien de cause à effet entre la présence d'une plante invasive et la dégradation concomitante du milieu où elle est invasive. Nous avons ainsi manqué de références bibliographiques exploitables pour déterminer l'impact de *Buddleja davidii* dans ses différentes zones d'introduction. C'est donc uniquement en nous basant sur des dires d'expert que nous avons considéré qu'il y avait bien un impact négatif sur la biodiversité et les écosystèmes autochtones, en particulier dans les ripisylves du sud-ouest de la France. De même, les références bibliographiques sur les éventuels aspects positifs des plantes invasives sont souvent peu nombreuses, les aspects positifs potentiels des plantes invasives, par exemple pour réduire l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts, étant semble-t-il à l'heure actuelle peu étudiés. Lors de l'établissement de la base de données sur *Lippia canescens*, nous avons ainsi noté un déséquilibre entre le nombre de publications concernant les impacts négatifs et les aspects positifs de l'espèce.

Le modèle de la base de données que nous proposons sur la compilation des risques et bénéfices de l'utilisation d'une plante invasive doit par ailleurs rester un document évolutif, toujours ouvert à discussion. Des informations complémentaires peuvent en effet amener un nouvel éclairage sur l'un des critères et modifier éventuellement la catégorisation de l'espèce et les recommandations de restriction d'utilisation. Les publications sur l'envahissement de *Lippia canescens* dans le bassin Murray-Darling en Australie (annexe 1) présentent par exemple des avis contradictoires concernant l'effet de l'allélopathie sur les espèces autochtones. Lucy *et al.* (1995) attribuent la présence de sol nu à proximité des populations de *Lippia canescens* à l'allélopathie de cette espèce. Cependant, des publications plus récentes (Leigh & Walton 2004 ; Girod 2007) notent que l'effet de l'allélopathie de *Lippia canescens* dans le bassin Murray-Darling est au contraire purement anecdotique, le bouleversement des conditions de milieu étant en fait responsable de la faible régénération des espèces autochtones. Pour limiter le risque d'erreur lors de l'établissement de la base de données, les évaluations doivent être faites sur la base d'une analyse aussi exhaustive que possible des différentes sources (bibliographie, interviews d'experts, observations sur le terrain) en s'attachant à repérer les éventuels avis contradictoires pour éviter d'aboutir à des conclusions biaisées par

une lecture partielle des informations disponibles. Les conclusions concernant les restrictions d'utilisation des espèces dépendent de la fiabilité des données utilisées dans le protocole d'aide à la décision. Elles peuvent être d'autant plus sujettes à révision que les données utilisées sont peu nombreuses ou difficiles à exploiter, la somme d'informations concernant les impacts des plantes invasives étant, dans l'état actuel des choses, très variables selon les espèces. L'acquisition de données précises sur les impacts négatifs et les aspects positifs des différentes espèces est certainement l'une des étapes qui permettra de dynamiser dans le futur une démarche concertée sur les restrictions d'utilisation à prescrire pour les plantes invasives.

Par ailleurs, l'étude des critères d'évaluation que nous proposons pour les plantes invasives peut être également complétée. Nous n'avons abordé par exemple qu'une partie des éventuels aspects positifs de l'utilisation de la plante, à savoir la réduction de l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts. Dans d'autres régions du monde, comme en Afrique du Sud, à Madagascar ou au Brésil, différents auteurs se penchent sur une évaluation holistique des plantes invasives prenant en compte les éventuels bénéfices, économiques ou sociaux, pour les populations locales (Rouget *et al.* 2002 ; Kull *et al.* 2007 ; Durigan *et al.* 2010). On peut aussi envisager d'autres types de bénéfices, comme les bénéfices culturels ou patrimoniaux pour certaines plantes d'origine exotique, dont l'intérêt patrimonial est parfois tel qu'elles peuvent être perçues comme des plantes indigènes, comme le châtaigner (*Castanea sativa* Mill.) dans les Cévennes (Bourgeois 1992 ; Travier *et al.* 2008). Cependant, l'évaluation de ces bénéfices, par nature subjective, peut susciter diverses interrogations. Y a-t-il une durée minimale d'introduction pour qu'une plante exotique puisse accéder à un statut d'intérêt patrimonial dans sa zone d'introduction, et si oui, quelle est cette durée ? Le cas de la culture d'*Acacia dealbata* Link., perçu dans la région de Bormes-les-Mimosas comme une espèce d'intérêt économique, culturel et patrimonial (Jacquemin 1997 ; Cavatore 2008), tout en étant reconnu comme une plante invasive ayant des impacts négatifs dans des milieux naturels ou semi-naturels dans le département du Var (Aboucaya 1999), pourrait à ce titre faire l'objet d'une étude approfondie. Les outils d'évaluation des éventuels bénéfices économiques, culturels ou patrimo-

niaux de certaines plantes invasives restent sans doute à mieux définir.

Le protocole d'aide à la décision permet de définir, pour certaines plantes invasives spécialistes dont le mode de dissémination est à courte distance, la possibilité d'une plantation dans des zones à faible risque. Pour ces espèces, la délimitation des zones où la plantation est envisageable doit faire l'objet d'une attention particulière, pour éviter les risques de propagation de la plante vers un milieu où elle pourrait avoir un impact négatif. Cette délimitation entre les zones à risque et les zones à faible risque peut, dans certains cas, demander une analyse complexe de la connectivité écologique au sein des paysages, qui dépasse le cadre de notre étude. Il nous semble qu'il y a là des pistes pour des recherches complémentaires dans un cadre pluridisciplinaire, associant professionnels du territoire et scientifiques.

Conclusion

Nous espérons que les nouveaux outils que nous proposons vont contribuer au débat sur le problème de l'évaluation holistique des plantes invasives ayant un intérêt pour l'horticulture en région méditerranéenne. Nous soutenons qu'une analyse globale est nécessaire si l'on veut aboutir à des décisions concertées, basées sur une méthode raisonnée. Ce n'est que par ce moyen qu'il sera possible de fédérer jardiniers, pépiniéristes et aménageurs du paysage, rarement consultés dans ce domaine et pourtant acteurs incontournables d'une politique cohérente visant à limiter la diffusion des plantes invasives ayant un impact négatif. Nous insistons sur le fait qu'il y a un vrai risque de voir ces acteurs rejeter en bloc des préconisations qui pourraient paraître arbitraires ou des législations manquant de fondement scientifique. Cependant, il nous semble que les plantes invasives représentent un cas d'école pour l'application du principe de précaution, désormais inscrit dans la Charte de l'environnement (adoptée en février 2005^{*}). L'application de ce principe permettrait d'éviter l'introduction de plantes exotiques étrangères au bassin méditerranéen ayant déjà un comportement invasif reconnu et des impacts négatifs significatifs répertoriés.

* <http://www.ecologie.gouv.fr/La-Charte-de-l-environnement.html>

riés dans d'autres régions du monde, ainsi qu'un mode de dissémination à longue distance permettant d'échapper facilement des jardins, la prévention restant la solution la plus efficace pour limiter le risque environnemental lié à l'introduction d'espèces invasives (Ewel *et al.* 1999 ; Hulme *et al.* 2007 ; Gasso *et al.* 2009).

Remerciements

Christelle Fontaine, Jacques Tassin, John Thompson, Jelte van Andel, Max Debussche, Sarah Brunel, Isabelle Mandon-Dalger, Jean Burger, Florence Binesse, Vicente Deltoro, Lauw de Jager, Frédéric Achille, Maité Delmas et Clara Filippi ont tous eu la gentillesse de discuter de ces idées avec nous et de commenter des versions antérieures du manuscrit. Cependant, les opinions exprimées et les éventuelles erreurs qui s'y trouvent sont entièrement de notre responsabilité. Nous remercions également Thierry Dutoit, un relecteur anonyme et, surtout, Audrey Marco pour leurs commentaires détaillés et fort utiles sur deux versions antérieures de cet article.

Références

- Aboucaya A., 1999. Premier bilan d'une enquête nationale destiné à identifier les xénophytes invasifs sur le territoire métropolitain français (Corse comprise). In : *Actes du colloque « Les plantes menacées de France »*, Brest, 15-17 octobre 1997. Numéro spécial du *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest* 19 : 463-482.
- Albertini L., 2009. *Agricultures méditerranéennes, agronomie et paysages des origines à nos jours*. Actes Sud, Arles, 358 p.
- AME CBNMP (Agence méditerranéenne de l'environnement, Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles), 2003. *Plantes envahissantes de la région méditerranéenne*. Agence méditerranéenne de l'environnement, Agence régionale pour l'environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 50 p.
- ASPECO (Association des pépiniéristes collectionneurs), voir <http://www.aspeco.net/>
- Aubin P., 1981. La progression de *Medicago arborea* en France. *Bull. mens. Soc. linn. L.* 50 : 123-124.
- Barbault R. & Teyssède A., 2009. La victime était le coupable ! *Dossier pour la Science* 65 : 56-61.
- Baud P., Reichrath R. & Rosenau R., 2005. *Figues*. Target, Vaison-la-Romaine, 216 p.
- Beard J.B., 1973. *Turfgrass: science and culture*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 658 p.
- Beisel J.-N. & Levêque C., 2009. Les eaux douces, propices aux invasions ? *Dossier pour la Science* 65 : 26-30.
- Blondel J., Aronson J., Bodiou J.-Y. & Bœuf G., 2010. *The Mediterranean Basin – biological diversity in space and time*. Oxford University Press, Oxford, 376 p.
- Bourgeois C., 1992. *Le Châtaigner, un arbre, un bois*. Éditions Institut pour le développement forestier, 367 p.
- Bradley B., Oppenheimer M. & Wilcove D., 2009. Climate change and plant invasions: restoration opportunities ahead? *Global Change Biol.* 15: 1511-1521.
- Cavatore G., 2008. *Mimosas et Acacias*. Édisud, Aix-en-Provence, 96 p.
- Chamberlain D.E., Cannon A.R. & Toms M.P., 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. *Ecography* 27: 589-600.
- Chytry M., Pyšek P., Wild J., Pino J., Maskell L.C. & Vila M., 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Divers. Distrib.* 15: 98-107
- CNFP IVF, 1995. *Actes du colloque européen « Vers la gestion différenciée des espaces verts »*. Strasbourg 24, 25 et 26 octobre 1994.
- Colautti R. & MacIsaac H., 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Divers. Distrib.* 10: 135-141.
- Croce P., De Luca A., Mocioni M., Volterrani M. & Beard J.B., 2001. Warm-season turfgrass species and cultivar characterizations for a Mediterranean climate. *International Turfgrass Society Research Journal* 9: 855-859.
- DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). European Invasive Alien Species Gateway, voir <http://www.europe-aliens.org>.
- De Wit M.P., Crookes D.J. & Van Wilgen B.W., 2001. Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biol. Invasions* 3: 167-178.
- Duble R.L., 2001. *Turfgrasses: their management and use in the southern zone, 2nd edition*. Texas A & M University Press, 352 p.
- Durigan G., Engel V.L., Torezan J.M., Melo A.C.G., Marques M.C.M., Martins S.V., Reis A. & Scarano F.R., 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais para dificultar o êxito das iniciativas ? *Rev. Árvore* 34 : 471-485.
- Ewel J.J., O'Dowd D.J., Bergelson J., Daehler C.C., D'Antonio C.M., Gomez L.D., Gordon D.R., Hobbs R.J., Holt A., Hopper K.R., Hughes C.E., LaHart M., Leakey R.R., Lee W.G., Loope L.L., Lorence D.H., Louda S.M., Lugo A.E., McEvoy P.B., Richardson D.M. & Vitousek P.M., 1999. Deliberate introductions of species: research needs. *Bioscience* 49: 619-630.
- Filippi O., 2007. *Pour un jardin sans arrosage*. Actes Sud, Arles, 207 p.
- Gasso N., Sol D., Pino J., Dana E., Lloret F., Sanz-Elorza M., Sobrino E. & Vila M., 2009. Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Divers. Distrib.* 15: 50-58.
- Geren H., Avcioglu R. & Curaoglu M., 2009. Performances of some warm-season turfgrasses under Mediterranean conditions. *Afr. J. Biotechnol.* 8: 4469-4474.
- Gibeault V.A., Cockerham S.T., Henry J.M. & Meyer J., 1990. California turfgrass: its use, water require-

- ment and irrigation. *California Turfgrass Culture* 39: 1-9.
- Gildemeister H., 1996. *Votre jardin méditerranéen. L'art de conserver l'eau*. Édisud, Aix-en-Provence, 635 p.
- Girod C., 2007. *Growth parameters and life-history traits of native and introduced populations of Phyla canescens (Verbenaceae), an invasive species in France and Australia*. Mémoire pour l'obtention du diplôme d'ingénieur agronome, Montpellier Supagro.
- Gould S., 1997. *An evolutionary perspective on strengths, fallacies and confusions in the concept of native plants*. In: Wolschke-Bulmahn (ed), *Nature and ideology*. Dumbarton Oaks Research Library and Collection, Washington, D.C.: 11-19.
- Groves R.H., Boden R. & Lonsdale W.M., 2005. *Jumping the garden fence: invasive garden plants and their environmental and agricultural impacts*. CSIRO report prepared for WWF-Australia. WWF-Australia, Sydney, 173 p.
- Gurevitch J. & Padilla D., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* 19: 470-474.
- Heywood V. & Brunel S., 2009. *Code de conduite sur l'horticulture et les plantes exotiques envahissantes*. Éditions du Conseil de l'Europe, Strasbourg, 77 p.
- Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V.A., Epstein P.R., Ewel J.J., Klink C.A., Lugo A.E., Norton D., Ojima D., Richardson D.M., Sanderson E.W., Valladares F., Vilà M., Zamora R. & Zobel M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15: 1-7.
- Hulme P.E., Brundu G., Camarda I., Dalias P., Lambdon P., Lloret F., Médail F., Moragues E., Suehs C.M., Traveset A., Troumbis A. & Vilà M., 2007. Assessing the risks to Mediterranean islands ecosystems from alien plant introductions. In: Tokarska-Guzik B., Brock J.H., Brundu G., Child L., Daehler C.C. & Pysek P. (eds), *Plant invasions: human perception, ecological impacts and management*. Backhuys Publishers, Leiden: 39-56.
- IFEN, 2006. *L'Environnement en France*. Rapport de synthèse de l'Institut français de l'environnement. Voir <http://www.ifen.fr/publications/les-publications-de-l-ifen-1991-2008/les-syntheses-de-l-ifen/2006/l-environnement-en-france-edition-2006.html>
- ISEIA (Invasive Species Environmental Impact Assessment), 2007. ISEIA guidelines. Voir Document http://ias.biodiversity.be/ias/documents/ISEIA_protocol.pdf.
- Jacquemin D., 1997. *Mimosas pour le climat méditerranéen. Une étude du genre Acacia*. Éditions Champflour, Marly-le-Roi, 128 p.
- Jauzein P., 2001. Biodiversité des champs cultivés : l'enrichissement floristique. *Dos. Env. INRA* 21 : 43-64.
- Jo H.K. & McPherson E.G., 2001. Indirect carbon reduction by residential vegetation and planting strategies in Chicago, USA. *J. Environ. Manage.* 61: 165-177.
- Kim K.S., Sifers S.I. & Beard J.B., 1987. Comparative drought resistance among the major warm-season turfgrass species and cultivars. In: *Texas Turfgrass Research-1986. Texas Agricultural Experiment Station Consolidated Progress Report* 4521: 28-31.
- Kull C.A., Tassin J. & Rangan H., 2007. Multifunctional, scrubby, and invasive forests? Wattles in the highlands of Madagascar. *Mt. Res. Dev.* 27: 224-231.
- Lambdon P.W., Pyšek P., Basnou C., Arianoutsou M., Essl F., Hejda M., Jarošík V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Andriopoulos P., Bazos I., Brundu G., Celesti-Grappo L., Chassot P., Delipetrou P., Josefsson M., Kark S., Klotz S., Kokkoris Y., Kühn I., Marchante H., Perglová I., Pino J., Vilà M., Zikos A., Roy D. & Hulme P.E., 2008. Alien flora of Europe : species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101-149.
- Larcher J.-L. & Gelgon T., 2005. *Aménagement et maintenance des surfaces végétales*. Lavoisier, Tec & Doc, Paris, 482 p.
- Leigh C. & Walton C.S., 2004. *Lippia (Phyla canescens) in Queensland*. Brisbane, Department of Natural Resources, Mines and Energy.
- Lucy M., Powell E., McCosker R., Inglis G. & Richardson R., 1995. *Lippia (Phyla canescens): A review of its economic and environmental impact on floodplain ecosystems in the Murray-Darling Basin*. Department of Primary Industries, Brisbane, 40 p.
- Marco A., Dutoit T., Deschamps-Cottin M., Mauffrey J.-F., Vennetier M. & Bertaudière-Montes V., 2008. Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. *C R Biol.* 331: 452-465.
- McLachlan J., Hellmann J. & Schwartz M., 2006. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conserv. Biol.* 21: 297-302.
- Médail F., 1999. *Analyse de l'ouvrage de Dallman P.R., Plant life in the world's Mediterranean climates*. Oxford University Press, Oxford, 258 p.
- Merino D.M. & Miner J.A., 1997. *Césped deportivo, construcción y mantenimiento*. Mundi-Prensa, Madrid, 388 p.
- Metzger J.-P. & Decamps H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecol.* 18: 1-12.
- Moragues E., 2005. *Flora alóctona de las Islas Baleares. Ecología de dos especies invasoras : Carpobrotus edulis & Carpobrotus aff. acinaciformis*. Universitat de les Illes Balears Departamento de Biología Área de Botánica, Institut Mediterrani d'Estudis Avançat Departamento de Recursos Naturales Grupo de Ecología Terrestre.
- Muller S. (éd.), 2004. *Plantes invasives en France*. Collection Patrimoines naturels, vol. 62, Publication scientifiques du Museum national d'histoire naturelle, Paris, 168 p.
- Nicolino F. & Veillerette F., 2007. *Pesticides, révélations sur un scandale français*. Librairie Arthème Fayard, Paris, 384 p.
- Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (OPECST), 2003. *Données statistiques sur les pesticides*. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Rapport 2152, Annexe n° 45.
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Willimason M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E. & Goldwasser L., 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effect of invaders. *Biol. Invasions* 1: 3-19.
- Pascal M., Lorvelec O. & Vigne J.-D., 2006. *Invasions biologiques et extinctions*. Belin Quae, Versailles, 350 p.

- Pascal M., Vigne J.-D. & Tresset A., 2009. L'homme, maître d'œuvre des invasions. *Dossier pour la Science* 65 : 8-13.
- Pere Fraga i Arguimbau V., 2009. *Jardinería mediterránea sin especies invasoras*. Publicaciones Biodiversidad, Generalitat Valenciana, Consellería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, Valencia.
- Priestley G.K. & Bonastre J.S., 1993. El medio ambiente y el golf en Cataluña : problemas y perspectivas. *Documents d'Analisi Geographica* 23: 45-74.
- Pysek P., Hulme P. & Nentwig W., 2009. Glossary of the main technical terms used in the handbook. In: DAISIE (ed.), *Handbook of alien species in Europe*. Springer, Dordrecht: 375-380.
- Quézel P., Barbero M., Bonin G. & Loisel R., 1990. Recent plant invasions in the Circum-Mediterranean Region. In: Di Castri F., Hansen A.J. & Debussche M. (eds), *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. The Netherlands, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht: 51-60.
- Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris, 572 p.
- Randall J.M., Morse L.E., Benton N., Hiebert R., Lu S. & Killefer T., 2008. The invasive species assessment protocol : a tool for creating regional and national lists of invasive nonnative plants that negatively impact biodiversity. *Invasive Plant Science and Management* 1: 36-49.
- Richardson D.M., Pysek F.D., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D. & West C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6: 93-107.
- Robin M.M., 2008. *Le Monde selon Monsanto*. La Découverte/Arte Éditions, Paris, 385 p.
- Rouget M., Richardson D.M., Nel J.L. & van Wilgen B.W. 2002. Commercially important trees as invasive aliens – towards spatially explicit risk assessment at a national scale. *Biol. Invasions* 4: 397-412.
- Sagoff M., 2005. Do non-native species threaten the natural environment? *J. Agr. Environ. Ethic* 18: 215-236.
- Sax D., Gaines S. & Brown J., 2002. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *Am. Nat.* 160: 766-783.
- Sax D.F., Stachowicz J.J., Brown J.H., Bruno J.F., Dawson M.N., Gaines S.D., Grosberg R.K., Hastings A., Holt R.D., Mayfield M.M., O'Connor M.I. & Rice W.R., 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 465-471.
- Simberloff D., 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biol. Invasions* 5: 179-192.
- Tassin J., 2008. Vers un autre regard sur les invasions biologiques. *Le Courrier de la nature* 237 : 20-25.
- Tassin J., 2010. *Plantes et animaux venus d'ailleurs : une brève histoire des invasions biologiques*. Éditions Orphie, Saint-Denis de la Réunion, 136 p.
- Taylor P.D., Fahrig L. & With K.A., 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks K.R., Sanjayan, M. (eds), *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge: 29-43.
- Thuiller W., Lavorel S., Araujo M.B., Sykes M.T. & Colin Prentice I., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 102: 8245-8250.
- Tischendorf L. & Fahrig L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Tournu C., 2000. *Des gazons adaptés aux activités humaines*. Dossiers de fiches thématiques de l'INRA. Voir <http://www.inra.fr/internet/Directions/DIC/ACTUALITES/NATURE/pdf/herbgazon.pdf>
- Travier D., Lécuyer D., Ladrangé B., Brosse-Genevet E., Ferreux M.-P., Bouchet M., Mathieu F. & Lafont J.-P., 2008. *Votre châtaigneraie*. Revue Cévennes, cahiers pratiques. Parc national des Cévennes.
- UIPP (Union des industries de la protection des plantes), 2007. *Rapport annuel d'activité*. Union des industries de la protection des plantes.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C. & Simberloff D., 2008. In search of a real definition of the biological phenomenon itself. *Biol. Invasions* 10: 1345-1351.
- Vergriete Y. & Labrecque M., 2007. *Rôles des arbres et des plantes grimpantes en milieu urbain : revue de littérature et tentative d'extrapolation au contexte montréalais*. Rapport d'étape destiné au Conseil régional de l'environnement de Montréal. Institut de recherche en biologie végétale, Jardin botanique de Montréal et Université de Montréal, 56 p.
- Vilà M., Siamantziouras D., Brundu G., Camarda I., Lambdon P., Médail F., Moragues E., Suehs C.M., Traveset A., Troumbis A.Y. & Hulem P. E., 2008. Widespread resistance of Mediterranean island ecosystems to the establishment of three alien species. *Divers. Distrib.* 14: 839-851.
- Vitousek P.M, Walker L.R., Whiteaker D., Mueller-Mombois D. & Matson P.A., 1987. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawai'i. *Science* 238: 802-804.
- Warren C.R., 2007. Perspectives on the 'alien' versus 'native' species debate: a critique of concepts, language and practice. *Prog. Hum. Geog.* 31: 427-446.
- Webb D.A., 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15: 231-236.
- Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A. & Losos E., 1998. Quantifying threats to imperilled species in the United States. *Bioscience* 48: 607-615.
- Young C., 2008. Butterfly activity in a residential garden. *Urban Habitats* 5: 84-102.

Annexe 1

Exemple de base de données détaillée sur les risques et bénéfices de l'utilisation de *Lippia canescens* Kunth dans les jardins et espaces verts**A sample data base: Risks and benefits of using *Lippia canescens* Kunth in gardens and amenity plantings**

Dans le tableau suivant, la colonne de gauche indique les différentes rubriques de la base de données, la colonne du milieu présente une information concise utilisable pour les prises de décision et la colonne de droite présente les sources et les différents éléments de discussion.

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
I. Informations générales		
I.1. Dénomination		
I.1.1. Nom scientifique	<i>Lippia canescens</i> Kunth	
I.1.2. Noms communs	Français : verveine nodiflore Anglais : hairy fog fruit	
I.1.3. Famille botanique	Verbenaceae	
I.1.4. Synonymes botaniques	<i>Phyla canescens</i> (Kunth) Greene <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. var. <i>canescens</i> (Kunth) Kuntze <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene var. <i>canescens</i> (Kunth) Moldenke <i>Lippia filiformis</i> Schrad. <i>Phyla filiformis</i> (Schrad.) Meikle <i>Lippia repens</i> Spreng. <i>Lippia reptans</i> Kunth <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene, var. <i>reptans</i> (Kunth) Moldenke <i>Lippia sarmentosa</i> Spreng.	
I.1.5. Risques de confusion	Nombreuses confusions dans la littérature, les flores et les échantillons d'herbier avec un taxon proche, <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. Ces confusions ont engendré une confusion en horticulture, le même taxon étant souvent cultivé indifféremment sous les noms <i>Lippia canescens</i> Kunth et <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. Synonymes pour <i>Lippia nodiflora</i> : <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. var. <i>rosea</i> (D. Don) Munz <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene var. <i>longifolia</i> Moldenke <i>Phyla incisa</i> Small <i>Lippia incisa</i> (Small) Tidestr. <i>Phyla nodiflora</i> (L.) E. Greene var. <i>incisa</i> (Small) Mold. <i>Phyla chinensis</i> Lour. <i>Verbena nodiflora</i> L. <i>Zapania nodiflora</i> (L.) Lam.	Ces deux taxons ont été considérés par certains auteurs comme deux variétés de la même espèce. Ils présentent dans la nature de nombreuses variations : couleur des fleurs, taille des feuilles, densité des poils, tiges plus ou moins ligneuses (Munir 1993 ; O. F., observations personnelles). Girod (2007) signale que des échantillons de <i>Lippia canescens</i> Kunth (que lui nomme <i>Phyla canescens</i>) provenant de 15 localités (5 localités en Argentine, 5 localités en France et 5 localités en Australie), cultivés dans des conditions expérimentales identiques, révèlent une variabilité phénotypique telle que la différenciation de ce taxon avec <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. est délicate. Des révisions successives des genres <i>Phyla</i> et <i>Lippia</i> ont été menées à 12 reprises en Australie entre 1982 et 1992. Les publications australiennes récentes (Munir 1993) conservent l'hypothèse de deux espèces distinctes tout en précisant qu'il reste un doute à éclaircir ultérieurement sur le rang taxonomique approprié pour distinguer ces deux taxons (Leigh & Walton 2004). D'après Girod (2007) : "Although <i>Phyla</i> contains just a few species, taxonomical challenges do exist, especially in regards to the <i>Phyla canescens</i> – <i>Phyla nodiflora</i> species complex. Unfortunately, the only recent monograph of this genus (Kennedy 1992) provides unsatisfactory results in identifying populations and taxa." Au jardin botanique de Kew, qui sert de référence pour la nomenclature horticole, <i>Lippia canescens</i> Kunth est étiqueté <i>Phyla nodiflora</i> (O. F., observation personnelle, 2010). Nous avons noté que les caractéristiques distinctives entre ces deux taxons ne concordent pas dans les flores suivantes : Flora of Turkey, Davis 1982, Flora Corsica, Jeanmonod & Gamisans 2007, Flore de France, Coste rééd. 1982, La Grande flore en couleurs, Bonnier 1911 & 1935, Flora Europea, Tutin et al. 1964-1980, Flora of Palestine, Zohary 1966, Flora d'Italia, Pignati 1982, Flora of Mauritius and The Seychelles, Baker 1970 (reprint), Les Plantes vasculaires de la République de Djibouti, Andru et al. 1994 Flora of the Bahama Archipelago, Correll & Correll 1982, Flora of Saudi Arabia, Migahid 1978, Flora of Lowland Irak, Cramer 1964. Flowering Plants of Jamaica, Adams 1972, Arizona Flora, Kearney & Peebles, 1964. Dans des conditions similaires de culture (parcelles expérimentales de la Pépinière Filippi) <i>Lippia canescens</i> Kunth (prélevé dans la basse plaine de l'Aude) et <i>Lippia</i>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
<p>III.2. Potentiel invasif (capacité d'extension par moyens naturels et/ou avec l'aide de l'homme)</p>	<p>Très élevé dans les milieux où l'espèce est invasive, faible ailleurs. Score ISEA = 2</p>	<p>pâturées en continu, où la dynamique de repousse des espèces fourragères n'est plus possible (<i>Journal CEN L-R</i>, hiver 2004-2005).</p> <p>En Australie, à partir d'un site envahi (prairie pâturée en zone inondable), la pression des propagules est parfois telle que <i>Lippia canescens</i> Kunth peut envahir également des zones limitrophes (accotement de chemins et de routes, zones perturbées) même si elles ne sont pas pâturées, en raison de la dissémination par fragments contenus dans la boue après inondation (roues, troupeaux) (Leigh & Walton 2004). L'expansion de <i>Lippia canescens</i> Kunth est favorisée par des inondations de courte durée (dissémination des graines et des boutures). Des inondations de longue durée (plus de 4 à 8 semaines) suffisent au contraire pour entraîner la mort de la plante (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"This species generally prefers growing in moist clay soils, and is commonly found in areas subject to frequent or occasional water inundation" (Lucy <i>et al.</i> 1995).</p> <p>"Healthy and competitive pastures can suppress lippia reinvasion, while heavily grazed pastures encourage the weed to re-establish" (Queensland Land Protection 2006).</p> <p><i>Lippia canescens</i> connaît un fort potentiel de croissance lorsque ses racines rencontrent une nappe phréatique à faible profondeur (Leigh & Walton 2004).</p> <p>Grâce à ses modes de dispersion, le potentiel d'expansion de l'espèce est très important dans les zones inondables, particulièrement les prairies salées pâturées (Leigh & Walton 2004).</p> <p>Par contre, bien qu'il puisse se naturaliser temporairement dans différents milieux, <i>Lippia canescens</i> Kunth n'est pas invasif dans les milieux non inondables qui ne correspondent pas à ses modes spécifiques de dissémination à longue distance. D'après Girod (2007) : "<i>Phyla canescens</i> was first reported from France as a cultivated plant in Paris in 1826. It was then sold in the south of France for use as a groundcover and was recorded from Hyères (Var) in 1870. It was found in all Mediterranean coastal departments of France but managed to develop only in Hérault and Aude."</p> <p>Le <i>Lippia canescens</i> Kunth est naturalisé dans de nombreux pays du monde, mais il semble être considéré comme une plante invasive posant d'importants problèmes de gestion dans deux régions seulement : les prairies salées inondables de la basse plaine de l'Aude dans le sud de la France et, à une échelle bien plus importante, les prairies salées inondables du bassin Murray-Darling dans le sud-est de l'Australie (Girod 2007).</p> <p>Malgré une expansion spectaculaire dans la basse plaine de l'Aude, dans les autres zones du sud de la France, <i>Lippia canescens</i> Kunth est en nette régression. Une naturalisation temporaire dans différentes stations dans les Pyrénées-Orientales, l'Hérault, les Bouches-du-Rhône, le Var et les Alpes-Maritimes a pu être notée sans que le <i>Lippia</i> ne devienne envahissant dans ces stations ou à proximité.</p> <p>Ci-dessous la liste des stations, établie par Girod (2007) où <i>Lippia canescens</i> Kunth a été temporairement naturalisé dans le sud de la France hors basse plaine de l'Aude, avec les dates de première et de dernière observations. Si une seule date est indiquée, une seule observation a été rapportée.</p> <p>Aix-en-Provence (Bouches-du-Rhône), Cuques (1900) Baillargues (Hérault) bord de piste autour de la gare (1967) Balaruc-les-Bains (Hérault), le long de la ligne de chemin de fer entre Sète et Balaruc (1886) Bandol (Var), rocailles maritimes (1930) Béziers (Hérault), la Dragonne (1890 ; 1920) Carqueiranne (Var), Fontbrun (1892 ; 1919) Fitou (Aude), près de la gare (1884 ; 1973) Grasse (Alpes-Maritimes), près de la propriété Pilar au Plan (1889 ; 1953) Hyères (Var) (1870) La Calade (Var) (1914) La Crau (Var), Moutonne (1910) La Garde (Var), station d'épuration (2000) La Londe-des-Maures (Var), D 559 à Saint-Honoré (1998) Lamalou-les-Bains (Hérault) (1896) La Seyne-sur-Mer (Var), terrain vague entre le port et l'anse de Brégaillon (1915) La Valette-du-Var (Var), bords des champs à Baudouvin (1913 ; 1963) Le Pradet (Var), Garonne (1936) Maguelonne (Hérault), près de l'église de Maguelonne (1884 ; 1930) Marseille (Bouches-du-Rhône), diverses localités (1892 ; 1980) Mirepeisset (Aude) (1928) Montarnaud (Hérault) (1908) Narbonne (Aude), chemin du Quatorze (1928) Saint-Mandrier (Var), chemin sur le littoral au sud du village (1936 ; 1980) Saint-Martin-de-Prunet (Hérault) (1930) Saint-Raphaël (Var), Agay (1951) Saint-Tropez (Var), Château David, cimetière marin, Pampelonne (1912 ; 1916) Salses (Pyrénées-Orientales), près humides vers le grau de Leucate (1888) Sanary-sur-Mer (Var), lit de la Reppe (1890 ; 1891) Sète (Hérault), corniche (1907 ; 1988)</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
III.3. Valeur de conservation du milieu envahi (présence d'espèces rares ou à haute valeur patrimoniale)	Moyenne. Score ISEA = 2	<p>Six-Fours-les-Plages (Var), Notre-Dame de la Pépiole (1905) Solliès-Pont (Var) (1895) Toulon (Var), Lagoubran (1910) Valras (Hérault) (1920) Une petite station était toujours notée en 2006 près de La Garde dans le Var.</p> <p>En Australie : <i>Lippia canescens</i> Kunth est envahissant à grande échelle dans les zones inondables du bassin Murray-Darling, consacré à l'élevage ovin. La végétation de ces zones était jusqu'à une époque récente (xix^e siècle) composée d'une forêt clairsemée d'eucalyptus (<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh., <i>Eucalyptus coolabah</i> Blakey & Jacobs) avec un sous-bois dense de plantes pérennes à racines profondes (CPBR 2004). À partir de la fin du xix^e siècle, cette végétation autochtone dont le système racinaire maintenait le niveau de la nappe phréatique saumâtre à environ 25 mètres de profondeur a été progressivement défrichée pour être remplacée par des pâturages et cultures annuelles composés d'espèces à racines superficielles, entraînant une remontée rapide de la nappe phréatique : en 1987 dans le bassin Murray-Darling, la nappe phréatique était remontée à moins de 2 mètres de profondeur sur près de 560 000 hectares (Murray Darling Basin Commission 2006). La modification du niveau de la nappe phréatique, la création d'un réseau dense de canaux pour l'irrigation approvisionnés par de très nombreux barrages (plus de trente) et les prélèvements pour approvisionner en eau potable une population de près de 16 millions d'habitants ont profondément changé les flux hydriques (ampleur et fréquence des inondations) et entraîné une salinisation importante de la surface du sol par remontées capillaires et évaporation. Cette salinisation des terres est devenue la préoccupation environnementale majeure du bassin Murray Darling (Murray Darling Basin Commission 2006), comme dans de nombreuses autres régions agricoles d'Australie (O. F., observation personnelle, 2006).</p> <p>C'est dans ce milieu perturbé – caractérisé par le défrichement de la végétation autochtone, la salinisation du sol, la remontée de la nappe phréatique, la pression du surpâturage et la modification du régime d'inondations – que <i>Lippia canescens</i> Kunth a pu exprimer un potentiel invasif spectaculaire depuis environ 50 ans dans le bassin Murray-Darling (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"McCosker (1994) cites the construction of the Copeton dam and the development of an extensive irrigation industry as being largely responsible for bringing about a pronounced reduction in the frequency and duration of natural flooding of native pastures in the lower reaches of the catchment. This reduction in flooding has had significant impact on the natural vegetation, with aquatic and semi-aquatic plants losing vigour and largely disappearing. A subsequent invasion of these communities by weeds and <i>Lippia</i> has been favoured by the change in water balance within the system" (Lucy et al. 1995).</p> <p>"Changes in water balance in the Murray Darling Basin ecosystem are postulated to have contributed to the spread of <i>Lippia</i> through the system. Reduced frequency and length of natural flooding periods in native pastures, resulting from such activities as dam construction and extensive irrigation development may favour the invasion of the Murray Darling river system by weeds such as <i>Lippia</i>. At the same time changes in land use, salt levels and other management activities may have increased <i>Lippia</i>'s competitive viability" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"<i>Lippia</i> will colonise land that has been put at risk by overgrazing, flood or disturbance. A dense stand of perennial vegetation has the ability to resist invasion by <i>Lippia</i>" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"A number of ecological threatened communities and species occur in areas within the area threatened by <i>Lippia</i>. <i>Lippia</i>'s direct impact on these species, however, has not been assessed, and this needs to occur to determine the true environmental impact of this species. For example, the loss of wildlife habitat has been observed in the Macquarie Marshes, including the reduced availability of birding nesting sites, as a result of conversion of water couch to <i>Lippia</i>. What is not recorded is whether other land management factors have also contributed to this change in plant community or if <i>Lippia</i> is the main reason for this change" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>L'augmentation des perturbations liées au réchauffement climatique risque d'aggraver l'invasion de <i>Lippia canescens</i> en Nouvelles Galles du Sud et dans le Queensland : "Future climate predictions indicate that the greater part of the Murray Darling Basin will be drier and warmer under the enhanced greenhouse conditions. Increased temperatures and low rainfall cause widespread drought, leading to increases in the area of bare ground available for <i>Lippia</i> to colonise when there is a flood. [...] Prolonged drought, combined with overgrazing by livestock, has suppressed the growth of potentially competitive native pasture plants, increasing the amount of bare ground present across much of the Murray Darling Basin" (Lawrence & Stokes 2008).</p> <p>En Espagne : <i>Lippia canescens</i> Kunth envahit très ponctuellement des zones salées, inondables et pâturées dans la vallée de l'Ebre et de ses affluents comme le Rio Cinca (Dana et al. 2004). On le trouve par exemple près du village de Chiprana sur les berges de la mer d'Aragon sur le Rio Ebre (O. F., observation personnelle, 2009), dont la fluctuation du niveau est liée aux barrages réalisés à l'époque de Franco pour</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
		<p>transformer les steppes salées de la vallée de l'Ebre en vaste zone agricole irrigable. Sur les berges de la mer d'Aragon, <i>Lippia canescens</i> Kunth est en compétition avec une autre espèce invasive, <i>Paspalum vaginatum</i> Sw., qui profite de ce milieu perturbé pour constituer de larges pelouses pâturées (Curcò i Masip 2001).</p> <p>En France : <i>Lippia canescens</i> Kunth a envahi environ 660 hectares dans les prairies salées inondables et pâturées de la basse plaine de l'Aude (<i>Journal CEN-LR</i>, automne 2006), qui font partie d'un ensemble de zones humides d'intérêt patrimonial (Natura 2000). Les prairies salées sont un habitat d'intérêt communautaire au titre de la Directive Habitat. L'invasion par <i>Lippia</i> modifie l'entomofaune constituant le régime alimentaire d'espèces d'oiseaux remarquables comme la pie-grièche à poitrine rose (<i>Lanius minor</i> Gmelin), espèce à large répartition européenne et asiatique mais en nette régression en France (classement liste rouge IUCN "Least Concern"). Certaines plantes rares (<i>Bellevalia romana</i> (L.) Rchb., <i>Plantago cornuti</i> Gouan) poussent dans le même habitat que <i>Lippia canescens</i> Kunth et son extension pourrait réduire leur présence dans la basse plaine de l'Aude (Girod 2007).</p> <p>« Sur le millier d'hectares que compte la basse plaine de l'Aude, 66 % sont envahis par le <i>Lippia</i>. Dans le tiers des zones colonisées, le taux de recouvrement de cette plante envahissante est supérieur à 50 %, réduisant d'autant la quantité de fourrage pour le bétail » (<i>Journal CEN L-R</i>, automne 2006).</p> <p>Historiquement, l'usage des terres et la gestion du réseau hydrologique ont évolué dans la basse plaine de l'Aude. La polyculture méditerranéenne a laissé place à une monoculture de la vigne au moment de la crise du <i>Phylloxera</i> à la fin du XIX^e siècle, le caractère inondable de la plaine amenant aux villages limitrophes une grande prospérité au moment où les vignobles du Languedoc-Roussillon étaient décimés (Langumier 2008). Avec cette monoculture s'est mis en place un réseau dense de canaux d'irrigation, fossés de drainage et petits ouvrages hydrauliques permettant d'inonder la vigne en hiver pour lutter contre le <i>Phylloxera</i> et limiter la salinité du sol. La tendance à l'arrachage des vignes depuis les années 1960 a modifié la mosaïque bocagère et le fonctionnement du réseau hydrologique. L'élevage bovin s'est développé sur une grande surface (bien qu'il n'y ait qu'une seule exploitation, l'élevage concerne près de 1 000 hectares) depuis une vingtaine d'années, complété par un élevage ovin dont l'implantation récente a été encouragée par les gestionnaires du site pour lutter contre l'embroussalement (SMBVA 2008).</p> <p>La perception de la valeur de conservation de ces zones est complexe : « Malgré les apparences, la physiologie hydrologique et biologique des basses plaines de l'Aude est largement artificielle ; la gestion de l'espace est étroitement liée à celle de l'eau avec des impacts sur l'équilibre biologique et les paysages. Un patrimoine paysager et biologique d'une qualité reconnue au niveau national et international (classement Natura 2000) s'est constitué parallèlement à un usage exclusivement agricole des eaux. Or depuis quelques décennies, ces usages ont été largement modifiés (déprise agricole, etc.), et les pratiques (gestion des canaux et des petits ouvrages hydrauliques, atterrissements, submersions, etc.) perdues de vue. L'évolution de la gestion de l'eau s'est traduite par une modification des écosystèmes et un nouvel enjeu, écologique, a émergé si bien que le retour à un état <i>ex ante</i> a pu être apprécié comme une "dégradation" » (Langumier 2008).</p> <p>« Le diagnostic réalisé dans le document d'objectifs a permis de dégager comme enjeu prioritaire la protection des prés salés méditerranéens, habitat en voie de raréfaction à l'échelle européenne. Cet habitat est le plus important en termes de surfaces sur le site de la basse plaine de l'Aude (884 hectares). Il est menacé par divers facteurs, et principalement : l'abandon des pratiques de pâturage, qui conduirait à un embroussalement, une pression de pâturage trop forte, qui dégraderait ces habitats, et la colonisation par <i>Lippia canescens</i>, espèce fortement invasive » (MAE basse plaine de l'Aude, campagne 2009).</p> <p>On peut noter qu'en Corse le taxon voisin, <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx., est inscrit au tome I (espèces prioritaires) du <i>Livre Rouge de la flore menacée de France</i> (Olivier et al. 1995). <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. subit en effet la concurrence de la végétation autochtone autour de l'étang de Barcaggio, sa seule station française. Le pâturage modeste caractéristique du maquis corse ne suffit pas à maintenir le milieu ouvert autour de l'étang de Barcaggio (O. Filippi, observations personnelles, 2005 et 2007). Ainsi les préconisations de gestion des abords de l'étang de Barcaggio pour maintenir la station de <i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx. incluaient en 1990 l'ouverture du milieu par arrachage ou brûlage des espèces autochtones, dont certaines espèces protégées au niveau national comme <i>Vitex agnus-castus</i> L. (Paradis 1992).</p>
<p>IV. Impacts négatifs de l'espèce invasive IV.1. Impact sur la santé humaine IV.2. Impacts sur les activités économiques</p>	<p>Non répertorié</p> <p>Élevés : diminution importante de la valeur des pâturages envahis.</p>	<p>En Australie on estime la perte engendrée par l'invasion de <i>Lippia canescens</i> Kunth dans les pâturages du bassin Murray-Darling à 38 millions de dollars par an (Barry et al. 2008). La plante est soit délaissée par les troupeaux (faible appétence) soit trop courte pour être pâturée. La pression exercée par le pâturage sur les autres espèces</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
<p>IV.3. Impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes</p> <p>IV.3.1. Impacts sur les espèces autochtones</p> <p>IV.3.1.1. Compétition directe</p>	<p>Moyens. Score ISEA = 2</p> <p>Moyenne à élevée : – compétition pour la lumière, l'eau et les nutriments ; – allélopathie (faible, moyenne ou élevée selon les auteurs).</p>	<p>diminue la concurrence et favorise ainsi l'expansion de <i>Lippia canescens</i> Kunth (Leigh & Walton 2004).</p> <p>En France dans la basse plaine de l'Aude, <i>Lippia canescens</i> Kunth est délaissé par les moutons, chevaux et bovins. Dans les prés de fauche, il diminue la production fourragère jusqu'à 50 % lorsqu'il recouvre entre 45 et 100 % (<i>Journal CEN L-R</i>, hiver 2004-2005).</p> <p>« Lorsqu'il y a surpâturage, les graminées n'ont pas le temps de pousser et le <i>Lippia</i>, non consommé par les herbivores, en profite pour prendre ses aises » (AME 2003). Les avis divergent sur les effets de l'allélopathie de <i>Lippia canescens</i> Kunth : l'allélopathie du <i>Lippia</i> a une influence variable selon les espèces. En conditions de laboratoire la germination de deux légumineuses, <i>Vicia villosa</i> Roth et <i>Trifolium subterraneum</i> L., est inhibée par des extraits de <i>Lippia canescens</i> Kunth (présence de monoterpènes et de sesquiterpènes). Par contre la germination des laitues, <i>Lactuca sativa</i> L., du radis, <i>Raphanus sativa</i> L., et des graminées <i>Avena sativa</i> L. et <i>Lolium multiflorum</i> Lam. est peu affectée par les extraits de <i>Lippia</i>, même à des concentrations supérieures à celles qui peuvent exister dans la nature. Enfin les extraits de <i>Lippia</i> n'ont aucune influence sur la germination du sorgho, <i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench. (Daley et al. 2006).</p> <p>Il ne semble pas y avoir d'études permettant d'évaluer l'allélopathie de <i>Lippia canescens</i> en la comparant à l'allélopathie commune chez de nombreuses plantes méditerranéennes comme <i>Thymus vulgaris</i> L., <i>Teucrium polium</i> L. ou <i>Cistus ladanifer</i> L. (Thompson 2005 ; Herranz et al. 2006 ; Arminante et al. 2006).</p> <p>"Field observations have noted areas of bare ground surrounding dense swards of <i>Lippia</i>, which have been attributed to the plant's allelopathic ability" (Lucy et al. 1995).</p> <p>"Other workers also question the attributing of this bare ground to allelopathy. For example, there are many other sites where other species grow within close proximity of <i>Lippia</i> without any apparent allelopathic effect. The evidence for this allelopathic effect is largely anecdotal" (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"Some allelopathic effects have been suspected (Tan et al. 2007) but more accurate studies have failed to find any effect" (Girod 2007).</p> <p>Selon le Syndicat mixte de la basse vallée de l'Aude, l'allélopathie est au contraire importante : « Le <i>Lippia</i> est une plante nuisible puisqu'elle produit des substances toxiques qui tuent certaines espèces végétales » (<i>Midi Libre</i>, 8 avril 2009).</p> <p>Selon le CEN L-R : « <i>Lippia</i> limite la diversité de la flore par la production de substances toxiques » (<i>Journal CEN L-R</i>, automne 2006).</p>
<p>IV.3.1.2. Érosion de la diversité génétique</p> <p>IV.3.1.3. Transmission d'agents pathogènes</p> <p>IV.3.2. Impacts sur le fonctionnement des écosystèmes</p> <p>IV.3.2.1. Modification du milieu</p> <p>IV.3.2.2. Modification du flux de ressources</p> <p>IV.3.2.3. Modification de la trajectoire d'évolution de l'écosystème</p>	<p>Non répertoriée</p> <p>Non répertoriée</p> <p>Moyens. Score ISEA = 2</p> <p>Érosion des berges</p> <p>Diminue la disponibilité en eau pour les autres espèces.</p> <p>Avis divergents : est-ce l'invasion qui crée la perturbation du milieu ou la perturbation du milieu qui permet l'invasion ?</p>	<p>Contribue à l'érosion des berges dans certaines conditions de sol argileux après défrichement de la végétation autochtone (Leigh & Walton 2004).</p> <p>"An important feature of the growth habit of <i>Lippia</i> is the deep and very extensive tap root system. This enables it to compete very successfully with other plant species for moisture" (Lucy et al. 1995).</p> <p><i>En Australie</i> selon certains auteurs l'invasion de <i>Lippia canescens</i> diminue la régénération des <i>Eucalyptus</i>.</p> <p>"In Queensland, Forest Services survey of two hundred riparian sites along the Condamine and tributaries, exotic weeds (predominantly <i>Lippia</i>) were recorded as a major limitation to regeneration on 48% of sites. This effect was second only to over grazing by stock as the major limitation to regeneration" (Lucy et al. 1995).</p> <p>"As a low growing prostrate herb its ability to completely displace ground layer vegetation, as well as affect regeneration of woody species could significantly decrease biomass diversity" (Victorian Ressource Online 2009).</p> <p>D'autres au contraire attribuent le manque de régénération de la végétation spontanée aux perturbations du milieu d'origine anthropique : modification du régime des inondations liée aux barrages et aux prélèvements pour l'irrigation agricole et l'approvisionnement en eau potable, augmentation de la salinité du sol liée à la remontée de la nappe phréatique suite aux défrichements et à l'irrigation (Murray Darling Basin Commission 2006), ces perturbations favorisant également l'expansion du <i>Lippia</i>.</p> <p><i>En Espagne</i>, <i>Lippia canescens</i> Kunth n'est pas répertorié comme une cause de modification de la trajectoire d'évolution de l'écosystème, en raison du milieu très perturbé où il se développe (berges artificielles sur sol salé avec évolutions du niveau de l'eau en fonction de la gestion des barrages).</p>

Rubriques	Informations pour l'espèce	Discussion et références
IV.4. Mesure d'impact	Total score ISEA = 8	<i>En France</i> , dans la basse plaine de l'Aude, les prairies salées inondables où <i>Lippia canescens</i> Kunth est invasif font l'objet de recommandations par le Conservatoire des espaces naturels pour maintenir le milieu ouvert (pâturage, girobroyage) afin d'empêcher l'évolution du site vers un embroussaillage naturel.
V. Aspects positifs de l'utilisation de la plante		
V.1. Réduction de l'empreinte écologique des jardins et des espaces verts	Élevée	<i>Lippia canescens</i> Kunth permet de réduire la consommation en eau, en engrais et en pesticides des jardins traditionnels (Gildemeister 1996 ; Lapouge 2007). Ce couvre-sol n'a pas besoin d'être tondu, ce qui élimine l'utilisation d'engins à moteurs pour les opérations de tonte et d'évacuation des déchets. <i>Lippia canescens</i> Kunth a des qualités techniques irremplaçables dans les jardins méditerranéens : à l'heure actuelle aucune autre espèce utilisée en alternative au gazon dans le sud de l'Europe n'a les mêmes qualités de résistance au piétinement et à la sécheresse (Cuche 2005 ; Filippi 2007).
V.2. Fonction paysagère	Élevée	<i>Lippia canescens</i> Kunth est utilisé comme alternative au gazon en zone méditerranéenne (Burte 1992 ; Gildemeister 1996). <i>Lippia canescens</i> peut être utilisé comme couvre-sol pour réduire la propagation des incendies à proximité des habitations (Leigh & Walton 2004).
V.3. Intérêts économiques	Faibles à moyens	<i>Lippia canescens</i> est mellifère et il est utilisé en Australie comme une ressource abondante pour la fabrication de miel dans le bassin Murray-Darling (Leigh & Walton 2004) "Lippia is recognized as a very valuable plant by apiarists. It produces pollen and nectar. In the Condamine River Catchment it produces strategic food supplies that work in well with other sources offered. Lippia in the Upper Condamine probably supports 10 000 hives, each producing up to 20 of honey a year. This represents a return of \$280 000 per annum if honey is valued at \$1.40 per kilogram" (Lucy et al. 1995).
V.4 Intérêt culturel ou patrimonial	Non répertorié	
VI. Recommandation de restrictions d'utilisation	Plantation à proscrire dans toutes les zones à proximité des pâturages sur prairies inondables en sol salé. Plantation à éviter dans toutes les zones inondables (cours d'eau et leurs abords) qui pourraient communiquer avec des prairies salées inondables.	

Références

Agence méditerranéenne de l'environnement (AME), 2003. *La Lettre du réseau des espaces naturels protégés du Languedoc-Roussillon*, n° 30, octobre 2003.

Arminante F., De Falco E., De Feo V., De Martino L., Mancini E. & Quaranta E., 2006. Allelopathic activity of essential oils from Mediterranean Labiatae. *In: Cervelli C., Ruffoni B. & Dalla Guda C. (eds), International Symposium of the Labiatae: Advances in production, biotechnology and utilisation*, San Remo, 30 novembre 2006.

Barry S.I., Hickson R. & Stokes K., 2008. Modelling *Lippia* spread down flooding river systems. *ANZIAM J.* 49 : C359-C375.

Burte J.-N., 1992. *Le bon jardinier (153^e édition)*. La Maison rustique, Paris, 2 882 p.

CPBR (Centre for Plant Biodiversity Research and Australian National Herbarium), 2004. <http://www.anbg.gov.au/cpbr/WfHC/Eucalyptus-camaldulensis/index.html>

Cuche P., 2005. *Plantes du Midi*, tome 2 : *Plantes vivaces et plantes à bulbes*. Édisud, Aix-en-Provence, 207 p.

Curc i Masip A., 2001. La vegetación del delta del Ebro (V) : las comunidades helofíticas e hidrófilas. *Lazaroa* 22 : 67-81.

Daley A.T., Tan D.K.Y. & Wu H., 2006. Phytotoxic effects of lippia (*Phyla canescens*) on germinating seeds. *In: Proceedings and Selected Papers of the Fourth World Congress on Allelopathy*, Wagga Wagga, août 2005.

Dana E.D., Sanz-Elorza M. & Sobrino E., 2004. Estudio sobre las plantas invasoras en España. *In: Bañares Á., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S., (eds), Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

Filippi O., 2007. *Pour un jardin sans arrosage*. Actes Sud, Arles, 207 p.

Gildemeister H., 1996. *Votre jardin méditerranéen. L'art de conserver l'eau*. Édisud, Aix-en-Provence, 635 p.

Girod C., 2007. *Growth parameters and life-history traits of native and introduced populations of Phyla canescens (Verbenaceae), an invasive species in France and Australia*. Mémoire pour l'obtention du diplôme d'ingénieur agronome, Montpellier Supagro.

- Herranz J.M., Ferrandis P., Copete M.A., Duro E.M. & Zalcaín A., 2006. Effect of allelopathic compounds produced by *Cistus ladanifer* on germination of 20 Mediterranean taxa. *Vegetatio* 184: 259-272.
- Kennedy K., 1992. *A systematic study of the genus Phyla Lour. (Verbenaceae: Verbenoideae, Lantanae)*. PhD Thesis. University of Texas, Austin, Texas, 241 p.
- Langumier J., 2008. Genèse du risque et mémoires de la catastrophe : une approche ethnographique des inondations dans les basses plaines de l'Aude. *Pour Mémoire* 4: 8-25.
- Lapouge B., 2007. *Jardin sans eau*. Édisud, Aix-en-Provence, 95 p.
- Lawrence L. & Stokes K., 2008. Managing *Lippia* under climate change. *Farming Ahead* 194: 30-32.
- Leigh C. & Walton C.S., 2004. *Lippia* (*Phyla canescens*) in Queensland. Department of Natural Resources, Mines and Energy, Brisbane, 37 p.
- Lucy M., Powell E., McCosker R., Inglis G. & Richardson R., 1995. *Lippia* (*Phyla canescens*): A review of its economic and environmental impact on flood-plain ecosystems in the Murray-Darling Basin. Department of Primary Industries, Brisbane, 40 p.
- McCosker R.O., 1994. *Lippia* (*Phyla nodiflora*) an invasive plant of flood plain ecosystems in the Murray-Darling Basin. *À report on the distribution and ecology of lippia in the lower Gwydir Valley and the Murray-Darling Basin prepared for the Gingham Watercourse Landcare Group*. University of New England, Armidale.
- Midi Libre*, 8 avril 2009. Une plante vorace venue d'ailleurs envahit les zones humides, édition Béziers, p. 7.
- Munir A.A., 1993. A taxonomic revision of the genus *Phyla* Lour. (Verbenaceae). *Journal of the Adelaide Botanic Gardens* 15: 109-128.
- Murray Darling Basin Commission, 2006. *Land and water salinity*. http://www.mdbc.gov.au/salinity/land_and_water_salinity.htm.
- Olivier L., Galland J.P. & Maurin H. (eds), 1995. *Livre Rouge de la flore menacée de France*. Tome I : *Espèces prioritaires*. Collection Patrimoines naturels (Série Patrimoine génétique), n° 20. SPN-IEGB/MNHN, DNP/Ministère Environnement, CBN Porquerolles, Paris, 486 p.
- Paradis G., 1992. Observations sur *Lippia nodiflora* (L.) Michx (Verbenaceae) à Barcaggio (Corse) : le rôle du feu et du pâturage sur son extension. *Le Monde des plantes* 445 : 17-19.
- Queensland Land Protection, 2006. *Lippia, Phyla canescens*. Queensland Government Natural Resources and Water, 4 p.
- SMBVA (Syndicat mixte de la basse vallée de l'Aude), 2008. *Gestion des espaces naturels de la basse vallée de l'Aude, bilan d'activité 2005-2008*. 60 p.
- Tan D.K.Y., Daley A.T. & Wu H., 2007. Allelopathic potential of *Lippia* (*Phyla canescens*) on germinating seeds. *Allelopathy J.* 19: 257-266.
- Thompson J., 2005. *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press, New York, 293 p.
- USDA, 2010. *Phyla canescens* (Kunth) Greene. *Germlasm resources information network online database*. <http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/taxon.pl?429348>.
- Victorian Resources Online, 2009. Department of Primary Industries, Impact Assessment Record, *Lippia canescens*: <http://www.dpi.vic.gov.au/dpi/vro/vrosite.nsf/>