

Jardins à Lauris.



Photos : A. Marco

DIVERSITÉ DE LA FLORE CULTIVÉE DES JARDINS PRIVATIFS DU PARC NATUREL RÉGIONAL DU LUBERON : LE CAS DE LA COMMUNE DE LAURIS (Vaucluse)

Audrey MARCO*, Valérie BERTAUDIERE-MONTES*, Magali DESCHAMPS-COTTIN*,
Jean-François MAUFFREY*, Michel VENNETIER** & Thierry DUTOIT***

RÉSUMÉ :

L'urbanisation croissante des communes rurales dans les trente dernières années a conduit à un essor des zones résidentielles autour des noyaux villageois. Les jardins privés de ces zones constituent des lieux d'introduction d'espèces horticoles exotiques et locales qui contribuent fortement à la richesse floristique des zones urbanisées. Nous nous sommes attachés à décrire cette flore au niveau des jardins de la commune de Lauris (Vaucluse, France) selon un gradient d'urbanisation.

Nos résultats montrent la forte richesse floristique de ces espaces puisque 573 taxa horticoles ont été inventoriés sur 21,5 ha de surface de jardin. La plupart des taxa introduits sont originaires d'Asie, d'Amérique et d'Europe. Les taxa du Bassin méditerranéen sont représentés à la hauteur de 12% et les plus fréquents sont *Nerium oleander*, *Olea europea*, *Cupressus sempervirens*, *Lavandula angustifolia*, *Rosmarinus officinalis* et *Viburnum tinus*. Vingt et un taxa introduits dans les jardins sont actuellement signalés comme invasifs avérés ou potentiels en région méditerranéenne, augmentant le risque d'invasions biologiques. Des variations de la composition floristique sont également observées le long du gradient d'urbanisation et s'expriment par des patrons floristiques différents selon le type d'urbanisation. Les jardins de la zone de forte densité de bâti présentent en effet une strate chaméphytique développée (28%), une forte proportion de thérophytes (11%) et un grand nombre d'espèces sud-africaines. Les zones de moyenne et de faible densité de bâti regroupent des jardins avec une strate arborée haute comprise entre 2 et 30 m. On observe ainsi une fermeture du milieu en zone agricole et une substitution de *Pinus halepensis* par des espèces arborées horticoles en zone forestière.

Les facteurs structuraux du jardin, les pratiques horticoles et les éléments paysagers apparaissent déterminants dans l'explication de ces variations et méritent donc un intérêt tout particulier pour la compréhension des mécanismes de répartition des patrons floristiques existants.

Mots-clés :

introduction d'espèces, espèces horticoles, richesse floristique, structure de la végétation, gradient d'urbanisation, arrière-pays méditerranéen.

* UMR 151 UP/IRD Laboratoire Population-Environnement-Développement, 3 place Victor Hugo – Case 10, 13331 Marseille CEDEX 3.
Tél.: +33 (0) 4 91 10 85 18, fax: +33 (0) 4 91 08 30 36 Courriel : audrey-g.marco@laposte.net

** UR Écosystèmes méditerranéens et risques, Cemagref Le Tholonet CS 40061 3275 route de Cézanne, 13182 Aix-en-Provence CEDEX 5
Tél.: +33 (0) 4 42 66 99 62, fax: +33 (0) 4 42 66 99 71

*** Université d'Avignon, IUT, UMR-CNRS-IRD 6116 IMEP, Site Agroparc, BP1207, 84911 Avignon CEDEX 9, France.
Tél.: +33 (0) 4 90 84 38 29, fax: +33 (0) 4 90 84 03 77

ABSTRACT:

Artificial floristic diversity of private gardens in the natural regional park of Luberon: the case of Lauris village

Increasing urbanisation during the last thirty three years in rural area lead to rapid developpement of residential zones around village units. The introduction of a new set of horticultural species in private gardens contributes to urban floristic richness. We described this flora in private gardens of Lauris village (Vaucluse, South-eastern France).

Our results showed the great floristic richness of these spaces with 573 horticultural taxa collected on 21,5 ha. Flora is mainly made up of asiatic, american and european taxa. Twelve per cent are mediterranean basin taxa, the most frequent being *Nerium oleander*, *Olea europea*, *Cupressus sempervirens*, *Lavandula angustifolia*, *Rosmarinus officinalis* and *Viburnum tinus*. Twenty one introduced taxa in gardens are signalled like invasive in the Mediterranean region, increasing biological invasion risks. Some variations in floristic composition were observed along the rural –urban gradient and different floristic patterns were according to habitations density. Urban gardens presented a developed chamephyte stratum and a great proportion of therophytes and South Africa's species. Gardens with a high wooded stratum ($2 < H < 30$ m) were found in both urban sprawl and periurban areas. The opened agricultural area is being invaded by trees and horticultural tree species replace *Pinus halepensis* in periurban forests. Garden structure, gardening practices and landscape components seem to be important to explain these variations and must be taken into account to understand distribution mechanisms these floristic patterns.

Keywords:

Species introduction, ornamental species, floristic richness, vegetation structure, urban-rural gradient, mediterranean area

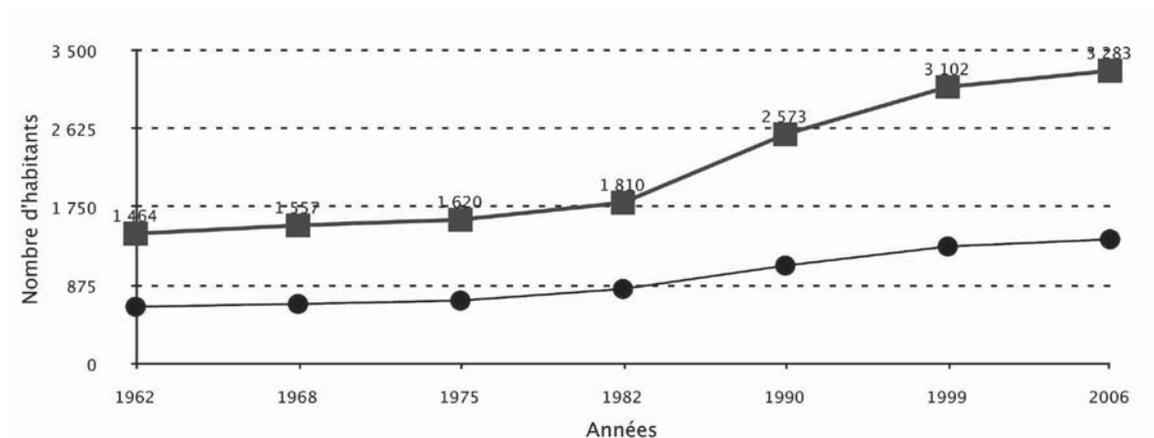


Fig. 1 : évolution de la population du Pays d'Aigues et de la moyenne des communes du Pays d'Aigues ● et commune de Lauris ■

INTRODUCTION

L'urbanisation constitue actuellement un important changement des modes d'utilisation et d'occupation des sols. Bien qu'elle représente seulement 2,8% de la surface du globe (McGranahan & Marcotullio, 2005), elle continue de progresser de façon importante sur les territoires ruraux. La région méditerranéenne est aujourd'hui fortement touchée par l'urbanisation qui progresse essentiellement au niveau des zones littorales et des zones rurales de l'arrière-pays (Bonin & Loisel, 1997). Selon les données de l'INSEE, la population de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) s'est accrue au rythme de 0,9% par an pour atteindre 4,7 millions d'habitants aujourd'hui (Oger, 2007). Cette croissance est relativement vive puisque le rythme national est de 0,6% par an en moyenne. Les communes périurbaines et l'espace à dominante rurale, connaissent également de façon globale une croissance démographique soutenue (Julien, 1999; Oger 2007). Malgré la déprise agricole en France, la région PACA est celle qui enregistre la plus faible proportion de communes rurales en déclin démographique: seulement 20% (50% en Midi-Pyrénées). Les communes rurales du Parc naturel régional du Luberon n'ont pas échappé à l'urbanisation croissante de ces dernières décennies. Bien que ces communes aient été touchées plus tardivement, leurs populations n'ont cessé de croître depuis 1975 engendrant un fort développement des zones résidentielles autour des noyaux villageois (figure 1 ci-contre).

Les premières études relatives aux conséquences du développement urbain conduites sur la faune et la flore ont conclu à un état alarmant de la diversité biologique de ces milieux (McKinney, 2002). Les transformations drastiques qu'il opère sur les écosystèmes telles que la fragmentation et la destruction de nombreux habitats naturels par la mise en place de structures anthropiques, les modifications du climat local et de la qualité de l'eau par les pollutions qu'il engendre, la minéralisation accélérée des sols par l'extension du bâti et de la voirie sont pour la plupart du temps des modifications à long terme, sans aucune possibilité de retour à un état initial mettant en péril les populations animales et végétales (Lienert, 2004). Il s'accompagne également d'une réduction drastique du nombre d'espèces

natives au profit d'une forte augmentation du nombre d'espèces introduites fragilisant l'identité biologique régionale (Sax & Gaines, 2003). La région méditerranéenne, véritable «hotspot» de biodiversité, est confrontée à ces changements qui opèrent dans des milieux déjà fragilisés par une action très ancienne des sociétés humaines, en relation avec le climat et l'histoire géomorphologique (Bonin & Loisel, 1997). L'urbanisation pose donc le problème de l'évolution de la biodiversité d'une région très originale sur le plan biogéographique.

La biodiversité des zones urbanisées a été majoritairement étudiée en milieu urbain (Klaus & Pauli, 2003; Dana *et al.*, 2002; Ricotta *et al.*, 2001; Zapparoli, 1997; Franceschi, 1996; Adams, 1994) et parfois périurbain des grandes agglomérations à travers des transects ville-campagne (Crooks *et al.*, 2003; Maurer *et al.*, 2000; Reynaud & Thioulouse, 2000; McDonnell *et al.*, 1997; Blair & Launer, 1995). Les zones urbanisées en milieu rural actuellement en fort développement ont, quant à elles, été peu abordées de ce point de vue. Or, en tant que villes émergentes, on peut s'attendre à ce qu'elles reproduisent au niveau paysager, à plus ou moins long terme, le même schéma d'utilisation de l'espace. L'urbanisation des zones rurales se caractérise essentiellement par une progression du bâti sous forme de lotissements pavillonnaires. On observe au sein de la mosaïque paysagère une forte représentation des espaces jardins. Ces espaces constituent des lieux d'introduction volontaire d'espèces végétales exotiques et locales et contribuent donc à l'essor d'une diversité floristique anthropogène. Les espèces végétales introduites peuvent se reproduire, se disséminer et coloniser, voire envahir les milieux adjacents ou non aux jardins. Bien qu'elles viennent enrichir la flore en place, elles peuvent contribuer d'une part à une perte d'identité floristique locale voire régionale et d'autre part à un risque d'invasions biologiques. Selon l'Agence méditerranéenne de l'environnement et le Conservatoire botanique de Porquerolles (AME, 2003), 15 espèces végétales ont été définies comme espèces envahissantes en région méditerranéenne française dont 90% ont été introduites pour des raisons ornementales: *Cortaderia selloana* (Schult.), *Acacia dealbata* (Link), *Buddleja davidii* (Franchet), *Ailanthus altissima* (Miller), *Robinia pseudoacacia* (L.)...

Par conséquent, le développement de cette flore introduite mérite une attention toute particulière au regard des risques écologiques qu'elle présente. Le Parc naturel régional ayant pour mission de préserver le patrimoine naturel de son territoire à l'équilibre fragile et de contribuer à son aménagement ainsi qu'à son développement durable doit naturellement veiller à ce type d'évolutions. Une meilleure connaissance de ces espèces introduites permettra d'envisager ultérieurement une série d'actions plus respectueuses de l'environnement. Ainsi, dans le cadre de la mise en place d'une politique d'urbanisme végétal (« Plan vert »), visant à embellir les villes en plaçant le végétal au cœur de la démarche par des actions publiques et privées, les acteurs locaux pourront notamment être conseillés dans le choix des végétaux à planter : favoriser la plantation d'essences locales garantissant une meilleure croissance et une plus forte vigueur des plantes, préserver le caractère régional méditerranéen, diminuer le risque d'invasion biologique en limitant les introductions de certaines plantes à risque...

L'objectif principal de l'étude présentée ici était donc de caractériser la flore cultivée de 120 jardins privés d'une commune rurale le long d'un gradient d'urbanisation. Un ensemble de caractères propres aux espèces végétales (origine géographique, type biologique...), ainsi que leur distribution (fréquence de l'espèce) ont été répertoriés afin de mieux connaître la répartition des espèces régionales, exotiques et invasives introduites dans ces espaces.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Site d'étude

Le site d'étude est la commune de Lauris (43°44'N, 5°18'E), située dans le sud du département du Vaucluse, dont le territoire communal s'étend de la ligne de crêtes du Petit Luberon jusqu'à la Durance sur une superficie de 2 181 ha. Elle subit directement l'influence du climat méditerranéen, climat tempéré chaud caractérisé par une période d'aridité estivale plus ou moins prolongée et une irrégularité des précipitations.

Depuis 1975, Lauris connaît, comme beaucoup de communes rurales du sud du Vaucluse, l'influence des

grands pôles urbains environnants que sont Aix-en-Provence et Marseille. Certaines terres cultivables délaissées suite à la déprise agricole ont été converties en zones constructibles pour accueillir de nouveaux lotissements pavillonnaires. En moins de trente ans la population de Lauris a été multipliée par deux. Selon l'INSEE, Lauris comptait 1 620 habitants en 1975 et 3 102 en 1999 (figure 1). Actuellement, ce chiffre atteint 3 143 habitants.

D'un point de vue paysager, Lauris regroupe à la fois des forêts fragmentées et éclaircies par le mitage urbain, des friches et des boisements spontanés dans les zones de déprise agricole, des terres cultivées, ainsi que des espaces verts très artificialisés privés (jardins) et publics (parcs, bords de routes, places...) liés à une urbanisation dense. L'urbanisation de la commune autour du noyau villageois se caractérise par deux types d'étalement urbain : sous la forme de lotissements résidentiels selon une « urbanisation de front », et sous la forme de pavillons individuels dispersés témoignant d'une « urbanisation en mitage ». Trois zones de densité de bâti différentes ont ainsi été définies sur la commune selon le pourcentage d'occupation du sol par le bâti (Marco, 2004) :

- une « zone de forte densité de bâti » (densité supérieure à 20%). Elle correspond au centre du village de la commune et se compose de petites maisons mitoyennes construites entre le XI^e et le XIII^e siècles.

- une « zone de moyenne densité de bâti » (densité comprise entre 10 et 20%). Elle regroupe les deux zones pavillonnaires autour du centre village qui ont été construites au cours des années 1965 à 1975. Elle se compose donc de maisons individuelles juxtaposées ou de maisons mitoyennes.

- une « zone de faible densité de bâti » (densité inférieure à 10%). Elle a été divisée suivant deux zones : une zone A de faible densité de bâti en milieu forestier se caractérisant par des villas dispersées sous la pinède de *Pinus halepensis* Mill. et construites au cours de la période 1975-1995 ; une zone B de faible densité de bâti en milieu agricole présente des villas modernes construites au cours des années 1990-2000 et dispersées sur les anciennes terres agricoles de la commune.

Nomenclature horticole:

Le cultivar est signalé par un nom en caractère romain, avec majuscule, écrit entre apostrophes (ex: *Syringa vulgaris* 'Firmament'). Si la parenté est inconnue, le nom du cultivar suit celui du genre (*Rosa* 'Landora').

L'hybride intergénérique (croisement entre genres et donne naissance à un nouveau genre) porte le nom composé d'une partie de chaque parent et s'écrit comme un autre genre, mais précédé du signe « x » (x *Cupressocyparis leylandii* croisement entre *Cupressus macrocarpa* et *Chamaecyparis nootkatensis*).

L'hybride interspécifique (croisement entre espèces d'un même genre et donne naissance à une nouvelle espèce) porte un nom différent de celui des parents et s'écrit comme une autre espèce, mais précédé du signe « x » (*Erica x darleyensis* croisement entre *Erica carnea* et *Erica purpurascens*).

L'hybride de cultivars (croisement entre cultivars et donne naissance à un nouveau cultivar) : il porte un nom différent de celui des cultivars parents et ne sera précédé d'aucun signe. Si la parenté est inconnue, le nom du cultivar suit celui du genre.

Échantillonnage des jardins

Trente jardins ont été échantillonnés par zone de densité de bâti soit 120 jardins sur la totalité des zones et la superficie totale de jardins échantillonnés représente 21,5 ha. L'échantillonnage des jardins a été réalisé en choisissant les cinq rues principales de chaque zone, afin d'avoir une répartition homogène de ces derniers dans chaque zone de densité de bâti. Dans chaque rue, les jardins des propriétaires souhaitant participer à l'étude ont été inventoriés. Afin de limiter les refus des propriétaires de jardin, une campagne de sensibilisation a été menée. L'échantillonnage a été conduit au cours de la période d'avril à juin 2005 durant la semaine et le week-end afin d'échantillonner des jardins de propriétaires actifs ou de résidence secondaire. Les refus représentent moins de 10% des jardins inventoriés et ne sont pas corrélés avec une classe sociale particulière.

Chaque jardin a fait l'objet d'un inventaire floristique exhaustif des espèces plantées (excepté les espèces de pelouse). Cet inventaire a été réalisé en distinguant treize types d'habitats (lieux de plantation) du jardin : les pelouses, les allées gravillonnées et/ou dallées, les plates-bandes, les contenants, les lieux piétinés, les haies, les murs, les systèmes aquatiques, la pinède, la chênaie, le verger, le potager et l'oliveraie.

La détermination des espèces végétales a été réalisée jusqu'au niveau spécifique quand cela était possible et chaque espèce a été notée avec son nom latin suivant la référence horticole internationale actuelle (Brickell & Mioulane, 2004). Les espèces qui n'ont

pas pu être identifiées ont été notées sous la forme «Indéterminée» ou sous la forme «Genre sp.» quand le nom de genre a été défini ou sous la forme «Genre « groupe » quand le nom de groupe¹ a été défini. Les hybrides intergénériques (croisement entre genres) ont été notés sous la forme «x Genre espèce» et les hybrides interspécifiques (croisement entre espèces d'un même genre) sous la forme «Genre x espèce". Pour certains genres où les cultivars étaient nombreux (*Arum*, *Aubrieta*, *Chrysanthemum*, *Dahlia*, *Dianthus*, *Gazania*, *Gladiolus*, *Heuchera*, *Iris*, *Lilium*, *Mandevilla*, *Narcissus*, *Ostheospermum*, *Paeonia*, *Petunia*, *Pyracantha*, *Rhododendron*, *Rosa* et *Tulipa*) les espèces du même genre ont été regroupées sous leur seul nom de genre : par exemple, toutes les espèces de rosiers ont été regroupées sous le terme *Rosa* sp.

Analyse des données floristiques

Afin de savoir si l'inventaire floristique des jardins était représentatif de la flore cultivée de Lauris (les superficies des jardins s'échelonnant de 2 à 10 600 m²), une courbe d'accumulation des espèces cultivées a été réalisée le long du gradient d'urbanisation. Les jardins ont tout d'abord été classés par ordre croissant de superficie et leurs superficies ont ensuite été cumulées (axe des abscisses). Pour chaque cumul de superficie de jardin échantillonné, le nombre d'espèces plantées nouvellement apparues a été comptabilisé (axe des ordonnées).

La richesse moyenne en espèces cultivées des jardins ainsi que la densité moyenne d'espèces cultivées par

1. Un groupe en horticulture correspond à un ensemble de cultivars ayant des caractéristiques similaires.

unité de surface jardin (en m²) de chaque zone d'urbanisation ont été quantifiées.

Les espèces cultivées les plus fréquentes ont été déterminées en calculant leur fréquence le long du gradient d'urbanisation (120 jardins = 100% fréquence). Dans le but d'identifier des relations entre les espèces cultivées et les différentes zones d'urbanisation, deux analyses multivariées ont été réalisées. Seuls les taxa ayant une fréquence supérieure à 20% sur l'ensemble du gradient ont été retenus pour ces analyses. Tout d'abord, une Analyse en composante principale (ACP) a été menée afin d'identifier les espèces les plus représentées dans les différentes zones d'urbanisation. Les lieux de plantation les plus fréquents pour ces espèces ont été également cités. Ensuite, une Analyse factorielle des correspondances (AFC) a également été menée afin d'identifier ou non des espèces spécifiques à certaines zones d'urbanisation.

L'origine géographique de chaque espèce végétale (Brickell & Mioulane, 2004) a été recensée afin de déterminer les proportions moyennes d'espèces cultivées exotiques (non méditerranéennes) et régionales (méditerranéennes) dans les jardins inventoriés de chaque zone. Douze groupes d'espèces ont été définis : européennes, américaines, asiatiques, africaines, océaniques, méditerranéennes (Bassin méditerranéen), tropicales (espèces originaires des zones tropicales), eurasiatiques (espèces originaires de l'Europe et de l'Asie), eurafricaines (espèces originaires de l'Europe et de l'Afrique), de l'hémisphère nord, mixtes (espèces provenant de plus de trois continents différents) et horticole (espèces résultant de la sélection artificielle d'hybrides). Les espèces dont l'origine géographique n'a pas été déterminée ont été rassemblées dans le groupe « Indéterminées ». Les différences de proportion moyennes entre zones d'urbanisation ont été statistiquement évaluées par l'intermédiaire d'analyse de variance (ANOVA).

Chaque espèce cultivée a été également renseignée sur son statut d'invasibilité en France selon les trois statuts définis par Aboucaya (1998) : «invasive avérée»,

«potentiellement invasive» et «en liste d'attente» afin d'évaluer le nombre d'espèces invasives qui sont introduites dans les jardins privés. Les différences de proportion d'espèces invasives ont été statistiquement évaluées par l'intermédiaire d'un test du «khi²»².

La structure verticale de la flore cultivée a été appréhendée par l'étude des types biologiques de Raunkiaer (Raunkiaer, 1934). La proportion moyenne de chaque type biologique a été calculée au sein de chaque zone d'urbanisation et les différences de proportion entre zones d'urbanisation ont été statistiquement évaluées par l'intermédiaire d'analyse de variance (ANOVA). Tous les traitements de données ont été réalisés avec le logiciel statistique MINITAB (version 14, 2003).

RÉSULTATS

Diversité spécifique

Pour l'ensemble des surfaces de jardins échantillonnées, 573 taxa (genre et espèces) ont été recensés (annexe I). La courbe d'accumulation d'espèces réalisée sur l'ensemble des jardins présente une forme logarithmique qui tend à son extrémité vers une asymptote. Cette dernière indique que pour une augmentation de surface élevée, on aura une faible augmentation du nombre d'espèces inventoriées. Un échantillonnage supérieur en terme de surface apporterait très peu d'information supplémentaire (figure 2).

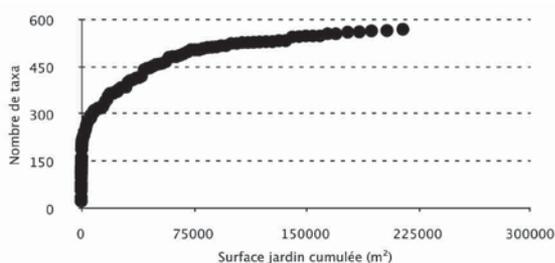


Fig. 2 : courbe d'accumulation d'espèces cultivées en fonction de la surface jardin cumulée (commune de Lauris, Vaucluse, sud de la France).

2. Le test d'hypothèse khi² (prononcer khi-deux) d'indépendance permet de mesurer la signification des différences entre les fréquences observées et les fréquences attendues dans une situation d'indépendance.

Sur les 573 taxa, 72 n'ont pas pu être déterminés (12% des taxa inventoriés) et 71 taxa ont été déterminés jusqu'au genre. Les taxa plantés sont pour 91% ornementaux, 8% sont comestibles et 1% sont les deux à la fois comme *Thymus vulgaris*, *Olea europea* et *Rosmarinus officinalis*. Ils se répartissent dans 114 familles végétales dont les plus représentées sont les Astéracées (7,2%), les Rosacées (6,6%), les Liliacées (4,8%), les Crassulacées (4,6%), les Lamiacées (4,2%) et les Caprifoliacées (3,4%). Les autres familles ont des fréquences comprises entre 2,8 et 0,2%. Trois cent soixante-seize genres ont été répertoriés et 80% sont représentés par une seule espèce. Les vivaces représentent 92% des taxa, les annuels 7% et les bisannuels 1%.

La richesse moyenne en espèces cultivées des jardins diffère significativement en fonction des zones de densité de bâti ($F = 23,35$; ddl = 118; $p = 0,000$) et aug-

mente positivement de la zone de forte densité vers la zone de faible densité de bâti (Tableau 1). Au regard de la densité d'espèces cultivées au sein des jardins, les petits jardins du centre ville renferment plus d'espèces proportionnellement à leur surface que ceux des marges du village (Tableau 1).

Espèces fréquentes dans les zones de densité de bâti

Sur les 573 taxa, 519 (91%) ont des fréquences inférieures à 20% le long du gradient d'urbanisation. Soixante-deux espèces (9% du pool d'espèces) ont été utilisées pour les analyses multivariées. Les résultats de l'ACP sont présentés uniquement pour les deux premiers axes car ils représentent 86,1% d'explication de la totalité du tableau de contingence avec 63,1% pour l'axe 1 et 23% pour l'axe 2 (figure 3).

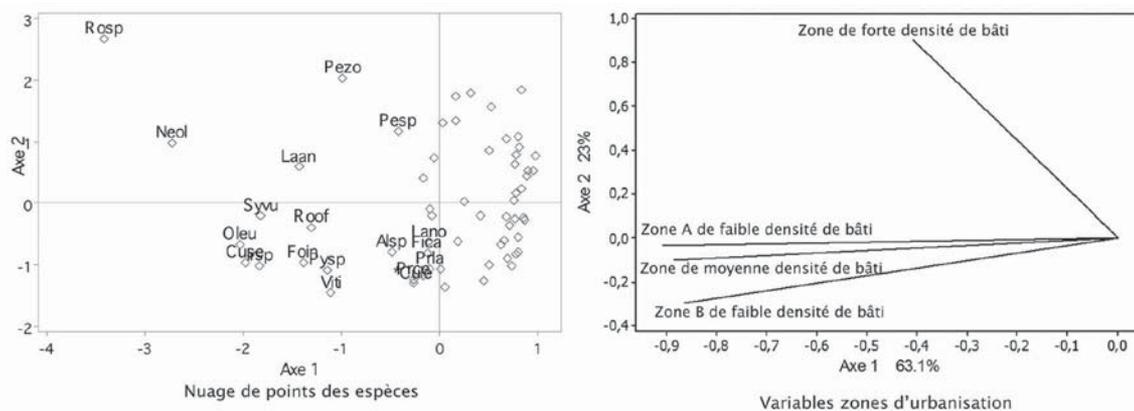


Fig. 3 : Plan des axes 1 et 2 de l'ACP. *Alsp* : Althea sp. ; *Cuse* : Cupressus sempervirens ; *xCule* : x Cupressocyparis leylandii ; *Fica* : Ficus carica ; *Foin* : Forsythia x intermedia ; *Laan* : Lavandula angustifolia ; *Lano* : Laurus nobilis ; *Neol* : Nerium oleander ; *Oleu* : Olea europaea ; *Pesp* : Petunia sp. ; *Pezo* : Pelargonium « zonale » ; *Prce* : Prunus cerastifera ; *Prla* : Prunus laurocerasus ; *Psp* : Pyracantha sp. ; *Roof* : Rosmarinus officinalis ; *Rosp* : Rosa sp. ; *Syvu* : Syringa vulgaris ; *Irsp* : Iris sp. ; *Viti* : Viburnum tinus.

Zone d'urbanisation	Zone de forte densité de bâti	Zone de moyenne densité de bâti	Zone A de faible densité de bâti	Zone B de faible densité de bâti	Total
Richesse moyenne en espèces cultivées par jardin	19,03 (±12,12)	36,90 (±16,01)	47,21 (±25,31)	62,43 (±25,86)	41,3 (±25,80)
Densité d'espèces cultivées par unité de surface jardin (m ²)	2,14 (±0,574)	0,07 (±0,006)	0,01 (±0,002)	0,03 (±0,002)	0,57 (±1,802)

Tableau 1 : richesse moyenne et densité en espèces cultivées dans les jardins le long du gradient d'urbanisation (écartypes associés) de la commune de Lauris, sud de la France.

Le nuage des taxa est étiré de la droite vers la gauche sur l'axe 1, respectivement des taxa les moins représentés vers les plus fortement représentés (figure 3). L'axe 1 discrimine donc les taxa selon leur représentation. Pour l'axe 2, le nuage est également étiré de haut en bas avec une discrimination des espèces selon les zones d'urbanisation avec d'une part un secteur de taxa de la zone de forte densité de bâti, et d'autre part un secteur des zones de moyenne et de faible densité de bâti.

Les espèces les plus représentées au sein de la zone de forte densité de bâti sont *Rosa* sp., *Pelargonium* « zonale », *Petunia* sp., *Delosperma cooperi*, *Dianthus* sp., *Begonia* « *semperflorens* ». *Rosa* sp. est le taxon le plus fréquent au sein des habitats « plate-bande » et « mur » avec respectivement 66% et 38% de fréquence, tandis que *Pelargonium* « zonale » est le plus fréquent dans l'habitat « contenant » (31%). Au niveau de la zone de moyenne densité de bâti et de la zone A de faible densité de bâti, *Syringa vulgaris*, *Rosmarinus officinalis*, *Olea europea*, *Cupressus sempervirens*, *Iris* sp. et *Forsythia x intermedia* sont les taxa les plus représentés. Dans la zone de faible B de densité de bâti, *Pyracantha* sp., *Viburnum tinus*, x *Cupressocyparis leylandii*, *Althaea* sp., *Prunus cerastifera*, *Laurus nobilis* et *Ficus carica* sont les plus fréquents. Le secteur neutre regroupe deux espèces *Nerium oleander* et *Lavandula angustifolia* qui sont fréquentes sur l'ensemble des zones et qui donc n'appartiennent pas à une zone de densité de bâti propre. Parmi les espèces de ces trois dernières zones, *Iris* sp. (53%), *Lavandula angustifolia* (49%) et *Nerium oleander* (43%) sont fréquents dans l'habitat « plate-bande ». *Olea europea* (64%), *Syringa vulgaris* (45%) et *Prunus cerastifera* (41%) sont, eux, fréquents dans l'habitat « pelouse », tandis que dans l'habitat « haie », il s'agit de *Pyracantha* sp. (48%) et x *Cupressocyparis leylandii* (41%).

Espèces spécifiques aux zones d'urbanisation

Les résultats de l'AFC sont présentés seulement pour les deux premiers axes car ils expriment 86,7% de l'inertie totale du nuage (figure 4). Le premier axe participe pour 61,2% à l'inertie, tandis que le second axe compte pour 25,5%. Le premier axe sépare clairement les taxa de la zone de forte densité de bâti de ceux

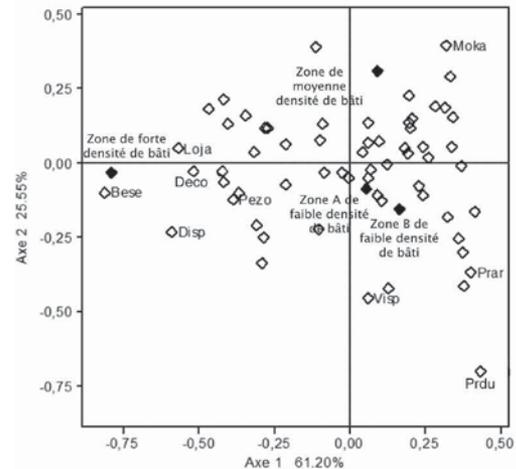


Fig. 4 : Plan des axes 1 et 2 de l'AFC. Bese : *Begonia* « *semperflorens* » ; Disp : *Dianthus* sp. ; Loja : *Lonicera japonica* ; Deco : *Delosperma cooperi* ; Pezo : *Pelargonium* « zonale » ; Prdu : *Prunus dulcis* ; Prar : *Prunus armeniaca* ; Moka : *Morus kagayamae* ; Visp : *Vitis* sp.

des autres zones. *Begonia* « *semperflorens* », *Dianthus* sp., *Lonicera japonica*, *Delosperma cooperi* et *Pelargonium* « zonale » contribuent fortement au premier axe et sont, de par leur position, spécifiques de la zone de forte densité de bâti. Le second axe sépare les taxa de la zone de moyenne densité de bâti de ceux de la zone de faible densité de bâti. *Prunus dulcis*, *Vitis* sp. et *Prunus armeniaca* sont les espèces qui contribuent le plus au deuxième axe et sont caractéristiques de la zone B de faible densité de bâti, tandis que *Morus kagayamae*, qui contribue également au second axe, est un taxon spécifique de la zone de moyenne densité de bâti.

Origines des espèces

Les taxa plantés sont d'origines géographiques variées et 88% d'entre eux ne sont pas méditerranéens. La majorité des espèces sont originaires d'Asie (22,5%), d'Amérique (18,9%) et d'Europe (11,3%). Pour les taxa américains, 62% sont d'Amérique du Nord dont 55% proviennent essentiellement de la région du sud-est et plus précisément du Mexique. Parmi les 7% de taxa d'origine africaine, 79% proviennent d'Afrique du sud. Enfin, 5% des taxa sont d'origine horticole.

Le jardin de la zone de forte densité de bâti présente en moyenne une forte proportion de taxa africains

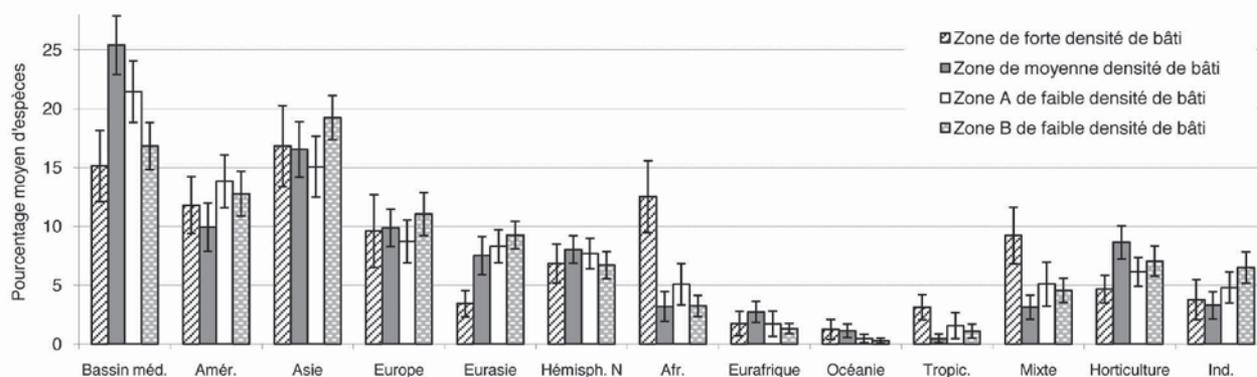


Fig. 5 : proportion (avec erreur standard) des origines géographiques des espèces cultivées dans les jardins privés de la commune de Lauris le long d'un gradient d'urbanisation.

tels que *Pelargonium* « zonale », *Pelargonium* « lierre » et *Delosperma cooperi* ainsi que de taxa mixtes *Dianthus* sp. et *Hydrangea macrophylla* par rapport aux jardins des autres zones d'urbanisation ($F = 12,95$; $p < 0,001$) (figure 5). Les jardins de la zone de moyenne et A de faible densité de bâti montrent une proportion moyenne de taxa méditerranéens statistiquement plus élevée que les autres jardins ($F = 14,31$; $p < 0,001$). On a respectivement, dans un jardin de la zone de moyenne densité de bâti et de zone A de faible densité de bâti, 25% et 21% de taxa méditerranéens en moyenne. Les taxa les plus souvent représentés sont *Cupressus sempervirens*, *Lavandula angustifolia*, *Nerium oleander*, *Olea europea*, *Rosmarinus officinalis*, *Viburnum tinus*.

Parmi les 573 taxa inventoriés, 21 sont inscrits sur les listes des espèces invasives (Aboucaya, 1998) (Tableau 2). Sur l'ensemble des jardins du gradient, la fréquence des espèces s'échelonnent de 1 à 48%. La proportion de taxa invasifs ne diffère pas statistiquement entre les zones d'urbanisation ($\text{Khi}^2 = 0,21$; $\text{ddl} = 3$; $p > 0,05$).

Liste 1 : Espèces invasives avérées	
<i>Pittosporum tobira</i>	23%
<i>Buddleja davidii</i>	12%
<i>Robinia pseudo-acacia</i>	12%
<i>Cortaderia selloana</i>	10%
<i>Acer negundo</i>	7%
<i>Acacia dealbata</i>	3%
<i>Ailanthus altissima</i>	3%
<i>Carpobrotus acinaciformis</i>	2%
Liste 2 : Espèces invasives potentielles	
<i>Pyracantha</i> sp. ¹	48%
<i>Lonicera japonica</i>	28%
<i>Cedrus atlantica</i>	21%
<i>Opuntia</i> sp.	8%
<i>Aptenia cordifolia</i>	5%
<i>Yucca filamentosa</i>	1%
Liste 3 : Espèces en liste d'attente	
<i>Elaeagnus x ebbengei</i>	22%
<i>Agave americana</i>	13%
<i>Mirabilis jalapa</i>	9%
<i>Broussonetia papyrifera</i>	8%
<i>Pinus nigra</i>	8%
<i>Polygala myrtifolia</i>	3%
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	2%

Tableau 2 : Liste des espèces cultivées citées comme « invasifs » en France (selon trois statuts définis par Aboucaya 1998) avec leur fréquence (F) dans les 120 jardins de Lauris, sud de la France.

Structure de la végétation

L'étude des types biologiques de Raunkiaer montre que, d'une manière générale, les taxa introduits sont des arbres et arbustes. En effet, 55,1% sont des phanérophytes et 21,4% des chaméphytes. Les géophytes (bulbes et rhizomes) représentent 12,4% des taxa, 6,3% sont des hémicryptophytes et 4,8% des thérophytes.

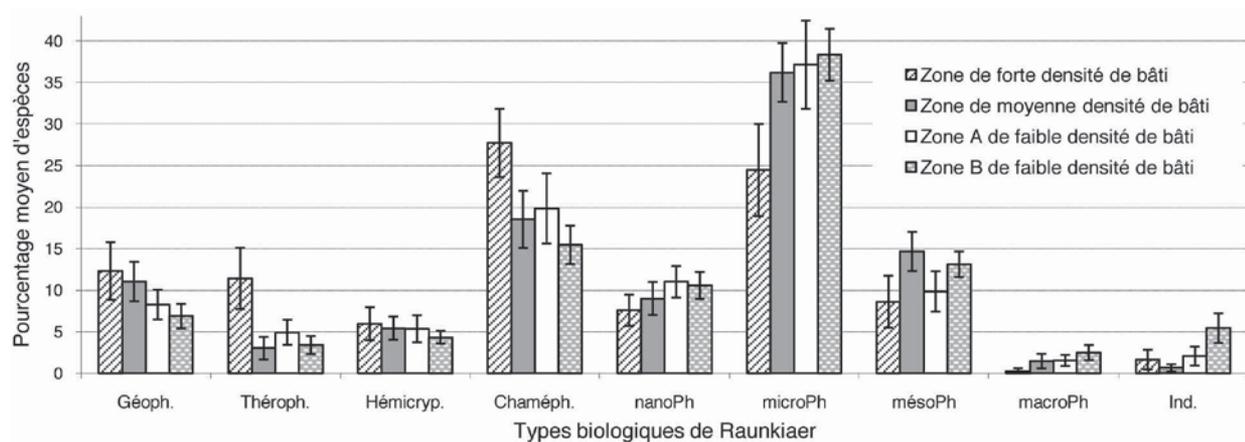


Fig. 6: types biologiques de Raunkiaer de la flore cultivée des jardins de Lauris (Vaucluse, sud de la France).

Dans les jardins de la zone de forte densité de bâti, les espèces cultivées sont principalement des végétaux de petite taille, essentiellement des chaméphytes (28%), en proportion supérieure à celle des autres zones ($F = 8,05$; $ddl = 118$; $p = 0,005$), ainsi que des microphanérophytes (25%), arbres de taille inférieure à 10 m de hauteur (figure 6). Les mésophanérophites, arbres de grande taille (10 à 30 m) ne représentent que 9% des espèces cultivées et les macrophanérophytes, arbres de très grande taille (>30 m) sont quasiment absents (0,3%). On dénombre également en moyenne 11% de thérophytes dans les jardins de la zone de forte densité de bâti soit une proportion trois fois supérieure à celle des autres jardins ($F = 12,42$; $ddl = 118$; $p = 0,000$). Les taxa les plus fortement représentés sont *Begonia* « *semperflorens* », *Petunia* sp. et *Tagetes patula* qui sont cultivés en tant que plantes annuelles en horticulture.

Au niveau des jardins de la zone de moyenne et faible densité de bâti, les proportions des microphanérophytes ($F = 7,72$; $ddl = 118$; $p = 0,000$), mésophanérophites ($F = 5,27$; $ddl = 118$; $p = 0,002$) et macrophanérophytes ($F = 5,85$; $ddl = 118$; $p = 0,001$) sont toutes statistiquement supérieures à celles des jardins de l'urbain. En moyenne, on peut observer une augmentation des strates phanérophytiques des zones de forte densité de bâti aux zones de faible densité de bâti respectivement de 24% à 38% pour les microphanérophytes, et pour les macrophanérophytes de 0.3% à 2.4%.

DISCUSSION

Apports méthodologiques

Notre approche méthodologique basée sur un inventaire par habitat, également appliquée en milieu

urbain par Blancaert *et al.* (2004) à Mexico, s'avère particulièrement intéressante dans le cadre d'un échantillonnage de milieu très compartimenté tel que le jardin. Elle permet une prospection complète des jardins et un recensement quasi exhaustif de la flore cultivée. Les quelques études qui ont concerné la flore des jardins ont toujours sous-évalué la diversité floristique de ces espaces puisque les méthodes utilisées n'ont pas permis d'accéder à la totalité de la flore en place. C'est le cas des travaux de Martin *et al.* (2003) qui se sont intéressés aux associations végétales des devantures de jardins de quartiers résidentiels de Phoenix (Arizona). Leurs inventaires se sont parfois effectués de la rue sans pouvoir accéder aux jardins. De même pour Thompson *et al.* (2003) qui ont procédé à des inventaires floristiques par quadra de 1 m² limitant leur surface de relevé. À notre approche méthodologique d'inventaire floristique, s'ajoute l'effort de communication qui a été réalisé en amont de la prospection. Il a permis d'augmenter considérablement l'effectif des jardins échantillonnés et s'avère donc nécessaire dans ce type d'étude relatif à des espaces privés.

Bien que 573 taxa aient été inventoriés, 72 n'ont pas pu être déterminés et 71 ne l'ont été qu'au niveau du genre malgré une aide en pépinière. Les ouvrages horticoles, indispensables pour l'étude de la flore cultivée, rassemblent les espèces cultivées provenant de plusieurs continents contrairement aux flores botaniques qui se limitent à un pays ou parfois à une région spécifique. Cependant, ces ouvrages posent quelques difficultés dans la détermination des espèces végétales puisqu'ils ne sont pas construits à l'image d'une flore botanique. Les critères anatomiques des végétaux sont décrits de manière succincte et se contentent généralement de donner une vision globale du végétal portant essentiellement sur le port, la couleur du feuillage et de la fleur. Ce sont avant tout des ouvrages destinés au grand public d'où la simplification des descriptions. À ce manque d'information s'ajoute la richesse de la flore cultivée. Beaucoup d'espèces végétales sont issues d'hybridation dont certaines sont inexistantes en milieu naturel. À ces hybridations s'ajoutent des sélections amenant à de nouveaux cultivars variant essentiellement sur le port, la couleur du feuillage, de la fleur et du fruit, avec parfois des tona-

lités de couleur très proches les unes des autres. Certaines espèces végétales telles que les roses sont issues de plusieurs sélections et hybridations conduisant dans la plupart des cas à une impossibilité de remonter la généalogie des lignées des créations végétales et donc d'attribuer avec exactitude les caractères propres de l'espèce (Brickell & Mioulane, 2004).

Flore riche et hétérogène

Les jardins privés apparaissent comme des milieux riches d'un point de vue de leur flore cultivée. Les travaux de Thompson *et al.* (2003) avaient déjà souligné l'importance des jardins privés pour l'accueil de faune et de flore très diverse en milieu urbain. Ces espaces contribuent à la forte richesse des milieux urbanisés, essentiellement, par leur grand nombre d'espèces exotiques introduites volontairement par l'homme (Kühn *et al.*, 2004). Cette flore mérite donc un intérêt tout particulier dans les études de milieux urbanisés puisqu'elle représente une part importante de la diversité floristique de ces derniers.

La flore cultivée des jardins est riche mais aussi très hétérogène. Elle présente une grande variété de végétaux plantés, puisque l'ensemble des taxa se répartit sur 114 familles végétales. La prédominance de certaines familles telles que les Rosacées, les Liliacées et les Astéracées s'explique parce qu'elles comprennent des végétaux à la fois utilitaires et d'ornements. En effet, les Astéracées fournissent les salades telles que la laitue et la chicorée mais aussi de nombreuses plantes ornementales essentiellement herbacées telles que les gazanias, les asters, les chrysanthèmes... Les Rosacées produisent la plus grande partie des fruits cultivés (amande, prune, abricot...) et une grande variété d'arbres et d'arbustes d'ornement (cotoneasters, spirées...). Enfin, les Liliacées regroupent les plantes à bulbes utilisées en jardinage pour fleurir les plates-bandes et en cuisine pour agrémenter les plats, avec l'oignon et l'ail.

L'hétérogénéité de cette flore s'exprime aussi par le grand nombre d'espèces qui présentent une faible fréquence le long du gradient d'urbanisation. Seules quelques espèces (9%) sont plantées fréquemment dans les jardins et leur analyse au travers des différentes zones de densité de bâti a montré des variations de composition spécifique au sein de chaque zone.

L'existence de ces cortèges floristiques à partir d'un petit groupe d'espèces fréquentes tend à nuancer le discours existant sur le phénomène d'uniformisation esthétique des jardins couramment décrit par les professionnels de la filière horticole notamment dans les centres urbains. Ces derniers dénoncent en effet des similarités floristiques entre jardins basées sur un grand nombre d'espèces végétales. En réalité, nos travaux montrent que cette uniformisation esthétique ne se base que sur quelques espèces plantées, les jardins renfermant une diversité végétale domestique très riche. Le phénomène de « géraniumisation », dénotant le géranium comme base de plantation de tous les jardins privés, semble mieux rendre compte de la diversité floristique des jardins (Creux, 2000). Une des hypothèses qui pourrait expliquer ce sentiment d'uniformisation esthétique est que les espèces fréquentes sont souvent plantées en devanture de jardins notamment dans les zones de forte densité de bâti ou en haie monospécifique dans les quartiers pavillonnaires induisant une surreprésentation visuelle de ces espèces en milieu urbanisé.

Influence des facteurs régionaux

Cette étude montre l'importance de l'expression des contraintes du milieu dans la composition floristique des jardins et notamment les particularités du climat méditerranéen. La sécheresse estivale favorise l'introduction de végétaux résistants au stress hydrique. La famille des Crassulacées fait partie des familles les plus représentées au niveau des jardins, ce qui a déjà été montré dans les travaux de Blanckaert *et al.* (2004) à Mexico. Les espèces de cette famille sont parfaitement adaptées aux climats chauds et secs et aux pénuries d'eau. De plus, certains taxa introduits proviennent de régions climatiques sous influence méditerranéenne telles que le sud-ouest de l'Amérique du Nord et le sud de l'Afrique. Ainsi, en zone de forte densité de bâti, les jardins se caractérisent par des taxa provenant d'Afrique du Sud tels que *Pelargonium* « zonale » et *Delosperma cooperi*. Ces taxa, souvent plantés en contenants, résistent bien à la sécheresse et aux contraintes urbaines drastiques. De même, les rosiers originaires de l'hémisphère nord sont des végétaux très rustiques en horticulture. Ils s'adaptent donc très bien à la sèche-

resse estivale et au froid hivernal du Luberon. Les contraintes climatiques locales s'avèrent déterminantes dans la composition floristique de la flore cultivée. Elles ciblent les espèces horticoles qui ont la capacité de résister au climat méditerranéen et de se maintenir dans les jardins.

La proportion de taxa méditerranéens plus élevée en zone A de faible densité de bâti et en zone de moyenne densité de bâti peut s'expliquer par la plus grande ancienneté des jardins. On peut supposer que les propriétaires de ces espaces ont acquis une certaine expérience au niveau du jardinage et se sont rendus compte après plusieurs échecs de plantations que les végétaux méditerranéens étaient les végétaux les plus résistants dans cet environnement sévère.

Les jardins de la zone de forte densité de bâti présentent une plus forte proportion d'espèces plantées que les autres jardins. Cette variation peut s'expliquer par plusieurs facteurs. L'environnement urbain, contrairement à l'environnement périurbain plus proche de la nature, se caractérise par une forte concentration de bâti. On peut poser l'hypothèse que cet environnement plus minéral suscite chez ses habitants un besoin plus fort d'être en contact avec le végétal et donc de planter des végétaux horticoles en plus grande quantité. Il existe également une différence structurale des jardins (Marco, 2004) le long du gradient d'urbanisation. Les jardins de la zone urbaine possèdent une plus forte proportion de surface bétonnée que les autres jardins du gradient. Cette contrainte physique implique de la part des propriétaires une végétalisation des jardins avec des plantes en contenants (pots, jardinières). Ainsi, on trouve dans ces espaces des bégonias, des œillets d'Inde et des pétunias adaptés à la culture en contenant et préférentiellement des annuelles pour un renouvellement saisonnier des végétaux. L'environnement urbain contraint également le type de végétaux à introduire. Les jardins de l'urbain sont de petites superficies et entourés de grandes façades. Ces contraintes structurales constituent une gêne mécanique pour le développement des végétaux (Marco, 2004). Les végétaux de petite taille sont donc préférentiellement introduits puisque les arbres de grande taille encombreraient l'espace disponible. Au niveau des jardins des autres zones, le milieu

étant ouvert et les superficies plus grandes, les arbres de grande taille sont introduits préférentiellement.

L'histoire du paysage apparaît également déterminante dans la composition de la flore cultivée des jardins. Au niveau des jardins de la zone B de faible densité de bâti, *Prunus cerastifera*, *Prunus armeniaca* et *Vitis* sp. constituent des taxa indicateurs des cultures passées. Ces espèces fruitières, anciennement cultivées dans cette zone agricole (Genès, 2002), ont été conservées par les propriétaires des nouveaux espaces voire même replantées pour conserver l'identité du site ou pour accompagner les anciens sujets isolés.

Risques pour la flore naturelle

Les taxa horticoles inventoriés sont majoritairement non méditerranéens. Cette tendance a également été mise en évidence dans des régions géographiquement éloignées (Thompson *et al.*, 2003). Cette forte introduction de taxa exotiques contribue à une perte d'identité floristique locale mais également à une homogénéisation floristique des régions (Olden *et al.*, 2004). Cette perte d'identité locale peut se retrouver également sur le plan génétique. Malgré une prédominance des taxa asiatiques, américains et européens, les taxa méditerranéens introduits (*Rosmarinus officinalis*, *Lavandula angustifolia*...) totalisent un pourcentage non négligeable (12%). Ils posent le problème de la perte de la variabilité génétique locale des populations, par reproduction éventuelle entre plantes spontanées et plantes horticoles locales (Olden *et al.*, 2004).

De plus, parmi les taxa introduits, 21 font partie des taxa actuellement signalés comme invasifs avérés ou potentiels en région méditerranéenne (Aboucaya, 1998). Certains travaux ont déjà souligné la présence d'espèces échappées des jardins (Sukopp, 2004; Véla & Hill, 1998) et d'espèces ornementales devenues invasives (Véla & Hill, 1998; Jeanmonod, 1998). L'urbanisation en milieu rural qui met en contact les lieux d'introduction d'espèces et les milieux subnatu- rels, augmente le risque d'invasions biologiques et le risque d'homogénéisation biotique locale voire régionale (Vitousek *et al.*, 1997). La prolifération de ces espèces dans des milieux naturels ou semi-naturels est

susceptible de nuire au fonctionnement de l'écosystème dans lequel elles ont été introduites: hybridation avec des espèces indigènes, hôte pour un organisme pathogène, concurrence avec les espèces indigènes provoquant la disparition de celles-ci... Toutes les espèces introduites ne sont cependant pas invasives. On estime que sur 1 000 espèces introduites, 100 se disperseront, 10 seront « naturalisées » (elles s'étendront sans l'intervention directe de l'homme) et sur ces 10, une seule sera « invasive ». La plupart des espèces importées proviennent de régions chaudes et ne peuvent pas supporter le froid de l'hiver. Ainsi, le temps de latence important entre la première introduction et l'installation durable d'une espèce s'explique surtout par l'inadaptation des végétaux introduits. Les espèces qui réussissent à s'acclimater peuvent se naturaliser mais ceci n'est possible que si les caractéristiques bionomiques (ensemble de caractères biologiques, démographiques et génétiques adaptés à une stratégie précise, à un habitat particulier) et écologiques leur permettent de survivre et de se multiplier naturellement (Jauzein, 2001; Richardson *et al.*, 2000; Böcker & Dirk, 1998). Les espèces introduites naturalisées opposent souvent une meilleure compétitivité grâce à l'absence de leurs ennemis habituels (ravageurs spécialisés, pathogènes...). Elles présentent également de meilleures capacités de germination, de reproduction et de dispersion, ce qui leur assurent une résistance à de nombreuses perturbations (Petit *et al.*, 2004). On retrouve ainsi principalement des espèces se reproduisant végétativement ou produisant de nombreuses graines. Enfin, elles ont la capacité de se développer sur une large palette d'habitats. Certains milieux semblent aussi plus favorables que d'autres à l'implantation d'espèces et notamment les milieux perturbés (Knops *et al.*, 1995). Les perturbations participent en fait à une déstructuration de la végétation en place et créent surtout des ouvertures où la compétition est moindre. Le facteur compétition notamment au niveau de la disponibilité en ressources peut intervenir dans les chances d'implantation d'une espèce. Plus le milieu est fermé, moins il accepte d'espèces étrangères (Jauzein, 2001). L'implantation d'une espèce dans un milieu dépend également de l'organisation de ce milieu au sein de la mosaïque paysagère (Hutchinson & Vankat, 1998). Certaines espèces peuvent, de plus,

présenter un profil écologique original non représenté par la flore locale et donc trouver une niche écologique vide favorable à son installation (Jauzein, 2001).

Au stade de notre étude et au regard des indices de fréquence des espèces invasives introduites, il est actuellement difficile de dire qu'une espèce fortement ou faiblement introduite peut s'installer et proliférer dans un nouveau milieu. Il serait intéressant d'échantillonner les milieux adjacents aux jardins afin de voir les espèces qui s'échappent et d'évaluer les risques d'invasions potentiels de ces espèces. Les travaux de Moundy (2004) concernant la composition floristique des fragments forestiers en zone rurale urbanisée ont pu montrer la présence sous couvert forestier de *Pyracantha* sp. lorsque la zone boisée était située à proximité des habitations. Ce taxon est donc capable de s'échapper des jardins. Un approfondissement de son comportement écologique dans le milieu environnant serait un point de départ pour l'étude des invasions en milieu urbanisé.

Sur le plan paysager, la forte introduction d'arbres et d'arbustes au sein des jardins conduit à un renforcement des strates arborées et arbustives et donc à une fermeture des milieux. Plus précisément, les jardins de la zone de moyenne et de faible densité de bâti montrent avant tout un développement important de la strate arborée, sur d'anciennes terres agricoles caractérisées par des milieux ouverts. Au niveau de la zone A de faible densité de bâti, la strate arborée artificielle est bien développée malgré une strate arborée naturelle déjà présente dans ces jardins. Le débroussaillage des zones d'habitats sous couvert forestier, imposé par la loi d'orientation sur la forêt du 9 juillet 2001, favorise le développement de zones d'éclaircies. Les propriétaires désireux de garder de l'ombrage n'hésitent pas à replanter au niveau de ces espaces des arbres tels que *Olea europea*, *Cupressus sempervirens*, mais aussi *Prunus cerastifera*, *Ficus carica* et *Prunus armenica*. On a donc une substitution de la pinède ou plus précisément de *Pinus halepensis* par des essences horticoles.

CONCLUSION

La diversité des espèces cultivées des jardins de la commune de Lauris est très grande. Bien qu'introduite, elle contribue fortement à la richesse des milieux urbanisés. Elle présente également des variations de sa composition le long du gradient d'urbanisation qui s'expriment par des patrons floristiques différents selon le type d'urbanisation. Les facteurs locaux, régionaux et humains apparaissent déterminants dans l'explication de ces variations et méritent donc un intérêt tout particulier pour appréhender les mécanismes sous-jacents à la répartition des patrons floristiques existants. L'existence de patrons floristiques liés aux types d'urbanisation pourra être pris en compte lors des aménagements urbains et s'avère donc tout à fait intéressante dans le cadre des politiques de planification urbaine visant à placer le végétal au cœur des villes.

L'enrichissement local en espèces introduites contribue cependant à une perte d'identité floristique locale puisque la plupart des espèces introduites sont d'origines exotiques. La forte introduction d'arbres et d'arbustes au niveau des jardins induit également une modification des structures de végétation en favorisant le développement de la strate arborée et arbustive. De plus, l'essor des jardins augmente le risque d'invasions biologiques dans ces milieux urbanisés par l'introduction d'espèces invasives qui peuvent potentiellement s'échapper de ces espaces. Ce changement de composition et de structure floristique n'est donc pas sans conséquence sur l'évolution de la biodiversité et sur les dynamiques écologiques des paysages ruraux en mutation.

Cette première approche descriptive a permis d'une part de mieux connaître la flore horticole introduite dans les jardins privés, notamment en terme d'espèces exotiques et d'espèces invasives en zone rurale, et d'autre part d'envisager des recherches sur les relations écologiques existantes entre les espèces introduites et les différentes composantes de la mosaïque paysagère rurale notamment à travers l'étude des espèces échappées.

REMERCIEMENTS

Nous remercions la municipalité de Lauris pour avoir collaboré à notre étude ainsi que tous les habitants qui nous ont permis d'échantillonner leur jardin. Nous remercions également le service urbanisme du Parc naturel régional du Luberon pour nous avoir fourni des informations sur l'urbanisation des communes du Parc, Nicolas Pech, Maître de conférence à l'Université de Provence pour l'analyse statistique et Jean-Claude Mathieu, responsable commercial aux pépinières Jean Rey de la Londeles-Maures pour nous avoir aidé dans l'identification des espèces horticoles. Cette étude a été réalisée dans le cadre d'une thèse financée par l'Association pour le développement de l'enseignement et des recherches de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (ADER PACA).

BIBLIOGRAPHIE

ABOUCAÏA A., 1998. Enquête: plantes exotiques invasives sur le territoire national, et appel à coopérer, *Biocosme Méditerranéen*, n°15, pp. 169-174.

ADAMS L.W., 1994. *Urban Wildlife Habitats*, University of Minnesota publ., London, 125 p.

AME (Agence méditerranéenne de l'environnement) & CBNMP (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: 48 p.

BLAIR B.R. & LAUNER A.E., 1995. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient, *Biological Conservation*, n°80, pp. 113-125.

BLANCKAERT I., SWENNEN R.L., PAREDES FLORES M., ROSAS LOPEZ R. & LIRA SAADE R., 2004. Floristic composition, plant uses and management practices in homegardens of San Rafael Coxcatlan, Valley of Tehuacan-Cuicatlan, Mexico, *Journal of Arid Environments*, n°57, pp. 39-62.

BÖCKER R. & DIRK M., 1998. Distribution and spreading of alien trees and shrubs in south western Germany and contributions to germination Biology, In: *Plant invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*, Backhuys publ. Leiden, The Netherlands, pp. 285-297.

BONIN G. & LOISEL R., 1997. Anthropisation et analyse écologique en milieu méditerranéen, in: BAUDOT P., BLEY D. et al. (Dir.). *Impact de l'Homme sur les milieux naturels*. Châteauneuf-de-Grasse, Travaux de la Société d'écologie humaine, 220 p.

BRICKELL C. & MIOULANE P., 2004. *Encyclopédie des 15 000 plantes et fleurs de jardin*, Larousse, 1 080 p.

CREUX G., 2000. Les pratiques de jardinages dans l'espace des loisirs: une ambiguïté? In: GREEN A.M. (Dir.), *Les métamorphoses du travail et la nouvelle société du temps libre*, Actes des 9^e Rencontres sociologiques de Besançon: Autour de Joffre Dumazedier, L'Harmattan, Paris, pp. 297-318.

- CROOKS K.R., SUAREZ A.V. & BOLGER D.T., 2003. Avian assemblage along gradient of urbanization in highly fragmented landscape, *Biological Conservation*, n° 115, pp. 451-462.
- DANA E.D., VIVAS S. & MOTA J.F., 2002. Urban vegetation of Almería City – a contribution to urban ecology in Spain, *Landscape and urban planning*, n°59, pp. 203-216.
- FRANCESCHI E.A., 1996. The ruderal vegetation of Rosario City, Argentina, *Landscape and urban planning*, n°34, pp. 11-18.
- GENES P. & GENES B., 2002. *Lauris, mémoires et récits*, Office du tourisme de Lauris, Lauris, 60 p.
- HUTCHINSON T.F. & VANKAT J.L., 1998. Landscape structure and spread of the exotic shrub *Lonicera maackii* in southwestern Ohio forests, *The American midland Naturalist*, n° 139, pp. 383-390.
- JAUZEIN P., 2001. Biodiversité des champs cultivés: l'enrichissement floristique, *In*: LE PERCHEC S., GUY P. & FRAVAL A. (Dir.): *Agriculture et biodiversité des plantes*, Dossier de l'environnement de l'INRA, n°21, pp. 43-64.
- JEANMONOD D., 1998. Les plantes introduites en Corse: impact, menaces et propositions de protection de la flore indigène, *Biocosme Méditerranéen*, n° 15, pp. 45-68.
- JULIEN P., 1999. Au-delà de l'urbanisation, l'étalement urbain caractérise la région, *Sud INSEE l'essentiel*, n°23, 4 p.
- KLAUS G. & PAULI D., 2003. *Hotspot, Biodiversité en milieu urbain*, Forum Biodiversité Suisse, Berne, 24 p.
- KNOPS J.M., GRIFFIN J.R. & ROYALTY A.C., 1995. Introduced and native plants of the Hastings Reservation, central coastal California: a comparison, *Biological Conservation*, n°71, pp. 115-123.
- KÜHN I., BRANDENBURG M. & KLOTZ S., 2004. Why do alien plant species that reproduce in natural habitats occur more frequently? *Biodiversity Research*, n° 10, pp. 417-425.
- LIENIERT J., 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations—a review, *Journal for Nature Conservation*, n° 12, pp. 53-72.
- MARCO A., 2004. *Biodiversité des jardins en zone rurale urbanisée du Parc naturel régional du Luberon: structure, composition floristique et pratiques horticoles*, Mémoire de DEA, Université de Provence, Marseille 43 p.
- MARTIN C.A., PETERSON K.A. & STABLER L.B., 2003. Residential landscaping in Phoenix Arizona, U.S.: practices and preferences relative to covenants, codes and restrictions, *Journal of Arboriculture*, n°29, pp. 9-17.
- MAURER U., PESCHEL T. & SCHMITZ S., 2000. The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities, *Landscape and urban planning*, n°46, pp. 209-215.
- MC DONNELL M.J., PICKET S.T.A., GROFFMAN P., BOHLEN P., POUYAT R.V., ZIPPERER W.C., PARMELEE R.W., CARREIRO M.M. & MEDLEY K., 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient, *Urban Ecosystems*, n° 1, pp. 21-36.
- MC KINNEY M., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation, *Bioscience*, n°52, pp. 883-890.
- MCGRANAHAN G. & MARCOTULLIO, P., 2005. Urban systems, *In*: *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*, Findings of the Condition and Trends Working Group, Island Press, Edited by Millennium Ecosystem Assessment Series, Vol. 1, 948 p.

- MOUNDY P.J., 2004. *Impacts des types d'utilisation du sol sur la biodiversité végétale forestière dans un contexte de péri-urbanisation en Provence calcaire*, Mémoire de DEA, Université de Paris VI, Paris.
- OGER P., 2006. La région compte 4 743 000 habitants au 1er janvier 2005, *SUD INSEE l'essentiel*, n°88, pp. 1-4.
- OGER P., 2007. Forte croissance de la population dans les six départements de Provence-Alpes-Côte d'Azur, *SUD INSEE l'essentiel*, n°101, pp. 1-4.
- OLDEN J. D., LE ROY POFF N., DOUGLAS M. R., DOUGLAS M.E. & FAUSCH K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization, *TRENDS in Ecology and Evolution*, n°19, pp. 18-24.
- PETIT R., BIALOZYT R., GARNIER-GERE P. & HAMPE A., 2004. Ecology and genetics of tree invasions: from recent introductions to Quaternary migrations, *Forest Ecology and Management*, n°197, pp. 117-137.
- RAUNKIAER C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography, *In: The ruderal vegetation of Rosario City, Argentina, Landscape and Urban Planning*, n°34, pp. 11-18.
- REYNAUD P.A. & THIOULOUSE J., 2000. Identification of bird as biological markers along a neotropical urban rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis, *Journal of Environmental management*, n°59, pp. 121-140.
- RICHARDSON D.M., PYSEK P., REJMANEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. & WEST C.J., 2000. Naturalization and invasion, *Biodiversity Research*, n°6, pp. 93-107.
- RICOTTA C., GRAPOW C.L., AVENA G. & BLASI C., 2001. Topological analysis of spatial distribution of plant species richness across the city of Rome (Italy) with the echelon approach, *Landscape and Urban Planning*, n°57, pp. 69-76.
- SAX D.F. & GAINES S.D., 2003. Species diversity: from global decreases to local increases, *TRENDS in Ecology and Evolution*, n°18, pp. 561-566.
- SUKOPP H., 2004. Human-caused impact on preserved vegetation, *Landscape and Urban Planning*, n°68, pp. 347-355.
- THOMPSON K., KEVIN C.A., SMITH R.M., WARREN P.H., ANGOLD P.G. & GASTON K.J., 2003. Urban domestic gardens (I): Putting small scale plant diversity in context, *Journal of Vegetation Science*, n°14, pp. 71-78.
- VELA E. & HILL B., 1998. Bilan et causes des introductions des végétaux continentaux dans le département des Bouches-du-Rhône (S.-E. France), *Biocosme Méditerranéen*, n°15, pp. 27-44.
- VITOUSEK P.M., D'ANTONIO C.M., LOOPE L.L., REJMANEK M. & WESTBROOKS R., 1997. Introduced species: a significant component of human caused global change, *New Zealand Journal of Ecology*, n°21, pp. 1-16.
- ZAPPAROLI M. 1997. Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy, *Landscape and urban planning*, n°38, pp. 77-86.

Annexe

Fréquence des espèces cultivées relevées dans les différentes zones de densité de bâti du village de Lauris (seulement les espèces ayant une fréquence supérieure à 20% sur la totalité du gradient d'urbanisation sont citées).

Espèces	Familles	Fréquence des espèces dans chaque zone de densité de bâti				
		Forte	Moyenne	Faible (A)	Faible (B)	Fréquence totale
<i>Rosa</i> sp.	Rosaceae	70,00	100,00	83,33	93,33	86,67
<i>Nerium oleander</i>	Apocynaceae	43,33	83,33	83,33	86,67	74,17
<i>Olea europea</i>	Oleaceae	20,00	66,67	70,00	93,33	62,50
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cupressaceae	13,33	70,00	80,00	80,00	60,83
<i>Syringa vulgaris</i>	Oleaceae	23,33	76,67	63,33	76,67	60,00
<i>Iris</i> sp.	Iridaceae	10,00	73,33	83,33	66,67	58,33
<i>Lavandula angustifolia</i>	Lamiaceae	30,00	50,00	73,33	63,33	54,17
<i>Forsythia x intermedia</i>	Oleaceae	10,00	70,00	63,33	66,67	52,50
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Lamiaceae	16,67	60,00	66,67	63,33	51,67
<i>Pelargonium "zonale"</i>	Geraniaceae	46,67	33,33	63,33	53,33	49,17
<i>Pyracantha</i> sp.	Rosaceae	6,67	56,67	66,67	63,33	48,33
<i>Viburnum tinus</i>	Caprifoliaceae	3,33	70,00	50,00	70,00	48,33
<i>Althea</i> sp.	Malvaceae	10,00	46,67	36,67	66,67	40,00
<i>Petunia</i> sp.	Solanaceae	33,33	20,00	53,33	53,33	40,00
<i>x Cupressocyparis leylandii</i>	Cupressaceae	3,33	46,67	26,67	70,00	36,67
<i>Hedera helix</i>	Araliaceae	20,00	43,33	43,33	36,67	35,83
<i>Morus kagayamae</i>	Moraceae	3,33	66,67	16,67	56,67	35,83
<i>Prunus cerasifera</i>	Rosaceae	3,33	30,00	40,00	70,00	35,83
<i>Mentha viridis</i>	Lamiaceae	26,67	30,00	33,33	50,00	35,00
<i>Buxus sempervirens</i>	Buxaceae	13,33	40,00	36,67	46,67	34,17
<i>Euonymus fortunei</i>	Celastraceae	13,33	36,67	46,67	40,00	34,17
<i>Ficus carica</i>	Moraceae	6,67	33,33	40,00	56,67	34,17
<i>Laurus nobilis</i>	Lauraceae	6,67	50,00	40,00	40,00	34,17
<i>Campsis grandiflora</i>	Bignoniaceae	30,00	23,33	50,00	30,00	33,33
<i>Prunus laurocerasus</i>	Rosaceae	0,00	53,33	43,33	36,67	33,33
<i>Delosperma cooperi</i>	Aizoaceae	36,67	26,67	33,33	33,33	32,50
<i>Hydrangea macrophylla</i>	Hydrangeaceae	33,33	26,67	26,67	43,33	32,50
<i>Cupressus arizonica</i>	Cupressaceae	0,00	43,33	43,33	40,00	31,67
<i>Prunus armeniaca</i>	Rosaceae	0,00	16,67	40,00	66,67	30,83
<i>Dianthus</i> sp.	Caryophyllaceae	36,67	13,33	36,67	33,33	30,00
<i>Thymus vulgaris</i>	Lamiaceae	6,67	40,00	30,00	43,33	30,00
<i>Sempervivum tectorum</i>	Crassulaceae	13,33	26,67	40,00	36,67	29,17
<i>Lonicera japonica</i>	Caprifoliaceae	33,33	26,67	20,00	30,00	27,50
<i>Salvia officinalis</i>	Lamiaceae	10,00	26,67	33,33	36,67	26,67
<i>Verbena x hybrida</i>	Verbenaceae	23,33	26,67	26,67	30,00	26,67
<i>Prunus dulcis</i>	Rosaceae	0,00	0,00	33,33	66,67	25,00
<i>Gazania</i> sp.	Asteraceae	23,33	30,00	26,67	16,67	24,17
<i>Punica granatum</i>	Punicaceae	0,00	10,00	40,00	46,67	24,17

Espèces	Familles	Fréquence des espèces dans chaque zone de densité de bâti				
		Forte	Moyenne	Faible (A)	Faible (B)	Fréquence totale
<i>Convallaria majalis</i>	Liliaceae	10,00	23,33	20,00	40,00	23,33
<i>Juniperus x media</i>	Cupressaceae	3,33	26,67	26,67	36,67	23,33
<i>Antirrhinum majus</i>	Scrophulariaceae	23,33	20,00	16,67	30,00	22,50
<i>Begonia semperflorens</i>	Begoniaceae	33,33	13,33	26,67	16,67	22,50
<i>Erysimum cheiri</i>	Brassicaceae	23,33	26,67	23,33	16,67	22,50
<i>Oxalis articulata</i>	Oxalidaceae	20,00	26,67	23,33	20,00	22,50
<i>Pelargonium "lierre"</i>	Geraniaceae	20,00	13,33	23,33	33,33	22,50
<i>Pittosporum tobira</i>	Pittosporaceae	3,33	20,00	33,33	33,33	22,50
<i>Abelia x grandiflora</i>	Caprifoliaceae	10,00	20,00	33,33	23,33	21,67
<i>Elaeagnus x ebbengei</i>	Elacagnaceae	0,00	13,33	33,33	40,00	21,67
<i>Lagerstroemia indica</i>	Lythraceae	0,00	20,00	20,00	46,67	21,67
<i>Philadelphus coronarius</i>	Hydrangeaceae	6,67	6,67	36,67	36,67	21,67
<i>Rhododendron sp.</i>	Ericaceae	13,33	13,33	26,67	33,33	21,67
<i>Viola x wittrockiana</i>	Violaceae	13,33	36,67	13,33	23,33	21,67
<i>Vitis sp.</i>	Vitaceae	10,00	6,67	23,33	46,67	21,67
<i>Cedrus atlantica</i>	Pinaceae	0,00	23,33	26,67	33,33	20,83
<i>Chrysanthemum sp.</i>	Asteraceae	13,33	20,00	33,33	13,33	20,00
<i>Cistus albidus</i>	Cistaceae	6,67	16,67	26,67	30,00	20,00
<i>Coronilla emerus</i>	Papilionaceae	6,67	16,67	30,00	26,67	20,00
<i>Hypericum calycinum</i>	Clusiaceae	0,00	13,33	33,33	33,33	20,00
<i>Impatiens walleriana</i>	Balsaminaceae	16,67	6,67	30,00	26,67	20,00
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Vitaceae	20,00	23,33	13,33	23,33	20,00
<i>Primula sp.</i>	Primulaceae	16,67	23,33	16,67	23,33	20,00
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	Asteraceae	0,00	26,67	40,00	13,33	20,00