

CHAPITRE 3

Quelques exemples de bio-invasions dans le monde

Claire Vidal, Nathalie Gauthier, Didier Rochat, Franck Hérard, Alain Thiéry,
Jean-François Vayssières, Stéphane Dupas, Olivier Dangles,
Jean-François Silvain, Magally Torres-Leguizamon, Jean-Louis Zeddam,
René Sforza et Nicolas Desneux

LA MOUCHE BLANCHE DU TABAC, L'ALEURODE *BEMISIA TABACI*

L'aleurode *Bemisia tabaci* (Hemiptera, Aleyrodidae), communément appelé la mouche blanche du tabac, est un insecte de type piqueur-suceur de sève.

Extrêmement polyphage, cet aleurode est capable de se nourrir sur plus de 1 000 plantes-hôtes cultivées ou sauvages incluant un grand nombre de plantes maraîchères et ornementales des zones tropicales, subtropicales et méditerranéennes (Bielza *et al.*, 2013; Brown, 2007; Oliveira *et al.*, 2001). Vecteur de plus de 200 phytovirus, il est capable d'infester un large panel de ces plantes (Jones, 2003; Bielza *et al.*, 2013). Depuis le début des années 1980, *B. tabaci* est ainsi responsable de dommages économiques et phytosanitaires de plus en plus graves aussi bien en zones urbaines ou en plein champ que sous serres. Les dégâts occasionnés par cette espèce sur les cultures correspondent aux conséquences directes et indirectes liées à la prise alimentaire et à la transmission de phytovirus, dont 90 % appartiennent au genre des Begomovirus, lors de la prise de sève (De Barro, 1995; Jones, 2003). Combinés, ces dégâts conduisent à une diminution des rendements et de la qualité des produits affectés.

Bemisia tabaci, complexe d'espèces d'origine tropicale, est dorénavant présent sur tous les continents, excepté l'Antarctique (voir aussi chapitre 2 en ce qui concerne la définition de complexe d'espèces chez cet aleurode).

Opportuniste et thermophile, il aurait bénéficié pour étendre son aire de répartition au cours des trente dernières années en particulier, de l'intensification des échanges commerciaux, de certaines pratiques culturales et probablement de certains épisodes de réchauffement climatique. Ce complexe d'espèces est représenté par 28 espèces (ou 36 biotypes) morphologiquement identiques, mais biologiquement et génétiquement différentes (Dinsdale *et al.*, 2010; Perring, 2001; Xu *et al.*, 2010). Du fait de son extrême polyphagie, de son haut potentiel de transmission de phytovirus et de sa capacité à développer des résistances aux insecticides (Bielza *et al.*, 2013), *B. tabaci* devient vite difficile à maintenir en dessous de seuils économiquement acceptables. Aussi est-il dorénavant un véritable fléau aux yeux des producteurs du monde entier, ce qui lui a valu d'être classé parmi les « pires 100 espèces invasives de bio-agresseurs au monde » (Union internationale pour la conservation de la nature et des ressources naturelles, IUCN en anglais, <http://www.issg.org>).

***Bemisia tabaci* : un problème taxonomique**

B. tabaci fut d'abord décrit sur tabac en 1889 en Grèce et nommé l'aleurode du tabac, *Aleyrodes tabaci*. En 1897, il fut décrit aux États-Unis sur patate douce et reçut alors le nom d'aleurode de la patate douce, *Aleyrodes inconspicua*. L'espèce fut placée dans le genre *Bemisia* en 1914, donnant lieu à *Bemisia inconspicua*. De 1914 à 1964, 19 autres espèces synonymes de *B. tabaci* furent ainsi décrites de 14 pays et diverses plantes-hôtes dans le monde entier (Perring, 2001). Il faut attendre la fin des années 1970 pour que les espèces synonymes soient regroupées sous le nom *B. tabaci*, nom d'espèce fixé depuis déjà 1936 (description des événements majeurs de la nomenclature de *B. tabaci* dans Brown [2007]; Perring [2001]). Les nombreuses synonymies reflètent la façon dont sont identifiés les aleurodes : le 4^e stade larvaire, utilisé comme critère d'identification spécifique, varie (morphologie, taille, couleur) en fonction de la plante-hôte chez *B. tabaci*. La non-correspondance entre toutes les informations biologiques et épidémiologiques issues de chaque espèce synonyme a accru la difficulté de suivi et de contrôle de *B. tabaci* et a sans doute longtemps contribué à sous-estimer sa réelle répartition et nuisibilité à l'échelle mondiale. À cette difficulté taxonomique s'ajoute celle liée à la diversité de *B. tabaci* lui-même en terme d'espèces (ou de biotypes).

Biotypes et complexe d'espèces

Le concept de races hôtes puis de biotypes a été proposé dans les années 1950 (Bird, 1957) suite à la découverte en 1953 de deux variants ou races hôtes de *B. tabaci* de l'île de Porto Rico ayant un spectre différent de plantes hôtes; le variant polyphage dit « la race Sida » et le variant monophage dit « la race *Jatropha* ». Depuis, les biotypes sont définis comme étant des populations morphologiquement comparables, mais biologiquement (gamme de plantes-hôtes, adaptabilité à certaines plantes, capacité de transmission d'un ou plusieurs phytovirus et de développement de résistance à certaines familles d'insecticides, aire de réparti-

tion, fécondité, diversité du cortège endosymbiotique...) et génétiquement différentes (tabl. 3-1) (Bedford *et al.*, 1994; Brown, 2007; Perring, 2001).

L'assignation des populations de *B. tabaci* à des biotypes repose essentiellement sur l'utilisation d'outils moléculaires (estérases, RAPD-PCR¹, ADN mitochondrial Cytochrome Oxydase I, AFLP, ADN nucléaire microsatellite...) (Brown, 2007; Brown *et al.*, 1995; Guirao *et al.*, 1997; Perring, 2001; Tsagkarakou *et al.*, 2007). À ce jour, plus de 30 biotypes désignés par une ou plusieurs lettres (biotypes A, AN, B, M, Ms...) parfois suivies d'un chiffre (B2, ZHJ1...) ont été identifiés (Brown, 2007; Dinsdale *et al.*, 2010; Liu *et al.*, 2007; Perring, 2001; Xu *et al.*, 2010; De Barro *et al.*, 2011).

La multiplicité des études menées sur les biotypes et populations a rapidement mis en évidence l'extrême diversité biologique et génétique de *B. tabaci*, la complexité des interactions entre eux (compétition avec possible déplacement du biotype indigène tels que A par B aux États-Unis, AN par B en Australie...) et leur très faible niveau d'hybridation (fort isolement reproducteur) (Bedford *et al.*, 1994; Boykin *et al.*, 2007; Brown, 2007; Dalmon *et al.*, 2008; De Barro et Hart, 2000; Liu *et al.*, 2007; Pascual et Callejas, 2004; Perring, 2001; Tsagkarakou *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2010). En 1994, le biotype B est également désigné sous le nom d'espèce *B. argentifolii* (Bellows *et al.*, 1994), ce qui a conduit ensuite à une longue controverse sur l'appellation d'espèce ou de biotype pour ce groupe d'aleurodes. Récemment, *B. tabaci* a été clairement défini comme un complexe d'espèces cryptiques (Brown, 2007; Brown *et al.*, 1995; Xu *et al.*, 2010; De Barro *et al.*, 2011). Les études phylogénétiques récentes suggèrent que ce complexe d'espèces consiste en 11 groupes génétiques distincts avec une délimitation géographique souvent marquée

1. RAPD : « Random Amplification of Polymorphic DNA » est une technique de biologie moléculaire consistant en l'amplification aléatoire d'ADN polymorphe; PCR : « Polymerase Chain Reaction » est une technique de réplication ciblée d'un fragment d'ADN spécifique et de longueur définie; AFLP : « Amplified Fragment Length Polymorphism » est un outil utilisé en génétique et en transgénèse.

Tableau 3-1 – Caractéristiques de quelques biotypes de l'aleurode *Bemisia tabaci*.

Biotype	Gamme de plantes hôtes	Répartition géographique	Quelques particularités
AN	Coton, autres ? (Perring, 2001)	Australie, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Îles Salomon, Vanuatu (Perring, 2001)	-
B	Plus de 500 espèces (De Barro, 1995)	Répartition mondiale (fin 2006) (http://www.eppo.org/QUARANTINE/insects/Bemisia_tabaci/BEMIAR_map.htm) Voir Boykin <i>et al.</i> (2007)	Transmission de virus ++ Désordres physiologiques : SSL* et TIR* (Perring, 2001 ; Brown, 2007) Fécondité ++ (De Barro, 1995) Résistance aux insecticides + (De Barro, 1995 ; Denholm <i>et al.</i> , 1996 ; Horowitz <i>et al.</i> , 2005 ; Alon <i>et al.</i> , 2006)
Q	Plus de 500 espèces (Mc Ginley, 2005)	Répartition aux États-Unis (2008) (http://www.mrec.ifas.ufl.edu/LSO/BEMISIA/positive_states.htm) Quasiment tout le Bassin méditerranéen européen et d'Afrique du Nord, Japon, Chine (Brown, 2007) Ouganda (Sseruwagi <i>et al.</i> , 2005), Afrique subsaharienne (Boykin <i>et al.</i> , 2007)	Transmission de virus + Fécondité + (Bonato <i>et al.</i> , 2007) Résistance aux insecticides ++ (Nauen <i>et al.</i> , 2002 ; Horowitz <i>et al.</i> , 2005 ; Alon <i>et al.</i> , 2006)
Ms	Poinsettia, tomate, haricot, patate douce, quelques autres plantes (Delatte <i>et al.</i> , 2005)	Îles du sud-est de l'océan Indien (Réunion, Maurice, Seychelles, Madagascar...) (Delatte <i>et al.</i> , 2005)	Transmission du TYLCV*, Désordres physiologiques (SSL*) (Delatte <i>et al.</i> , 2005)
T	<i>Euphorbia characias</i> (Simón <i>et al.</i> , 2003)	Plusieurs régions d'Italie, Sicile (Simón <i>et al.</i> , 2003)	-

* TYLCV : « Tomato Yellow Leaf Curl Virus » (symptômes de jaunisse et de retournement des feuilles) ; SSL : « Squash Silverleaf » (symptômes d'argenture des feuilles sur Cucurbita sp.) ; TIR : « Tomato Irregular Ripening » (symptômes de maturation irrégulière de la tomate).

(Boykin *et al.*, 2007 ; Dinsdale *et al.*, 2010 ; De Barro *et al.*, 2011).

Les groupes génétiques :

- 1) Afrique/Moyen-Orient/Asie mineure
- 2) Nouveau Monde
- 3) Ouganda
- 4) Afrique subsaharienne
- 5) Italie
- 6) Asie II Inde
- 7) Asie II
- 8) Chine
- 9) Australie
- 10) Australie/Indonésie
- 11) Asie I

Le groupe Afrique/Moyen-Orient/Asie mineure est particulièrement invasif du fait des biotypes B et Q.

Dispersion géographique

Historique de l'expansion

Bien que décrit pour la première fois en Europe (Grèce en 1889), l'aleurode *B. tabaci* serait originaire d'Inde (De Barro, 1995) ou d'Afrique du Sud-Est (Boykin *et al.*, 2007a) et se serait dispersé sur tous les continents. Insecte avant tout de zone tropicale et de plein champ, *B. tabaci* a au cours de ces dernières années clairement étendu son aire de répartition aux zones tempérées et aux structures de production protégées (serres, tunnels). Cette expansion géographique et cette adaptation à de nouvelles conditions environnementales concernent surtout les biotypes invasifs B et Q, car la majorité des biotypes est encore endémique d'une zone et associée à une gamme d'hôtes restreinte (tabl. 3-1) (Perring, 2001).

Dans la littérature, la présence de *B. tabaci* (biotype indéterminé) est reportée depuis longtemps dans de nombreux pays, souvent suite à des épisodes de pullulations d'aleurodes (Floride en 1897, Brésil en 1928, Taïwan en 1933, dès les années 1930-40 dans certains pays d'Afrique de l'Est via l'étude des maladies du manioc, Espagne en 1943, Chine en 1949, Australie en 1959...). Les problèmes sérieux associés aux aleurodes (pullulations et épidémies avec graves conséquences économiques) demeurent sporadiques jusqu'aux années 1970 au Soudan et au Moyen-Orient, jusqu'aux années 1980 aux États-Unis puis jusqu'en 1990-2000 dans le reste de son aire de répartition (Australie, Japon, Chine, Europe, Afrique de l'Ouest...) (Brown *et al.*, 1995; De Barro, 1995; Gerling, 1996; Gerling et Mayer, 1996; Guthrie, 1987; Oliveira *et al.*, 2001; Otoidobiga *et al.*, 2002). Ensuite, ces problèmes s'amplifient, aussi bien au niveau de la superficie des territoires et des cultures atteints que de la périodicité de ces attaques (Brown *et al.*, 1995; Gerling, 1996; Gerling et Mayer, 1996; Henneberry et Faust, 2008; Oliveira *et al.*, 2001).

Cas des biotypes invasifs B et Q

Le biotype B serait originaire de zones couvrant l'ouest du Moyen-Orient/le Sahel en Afrique incluant l'Érythrée, le Soudan et le nord de l'Ouganda (Boykin *et al.*, 2007). Son aire de répartition actuelle est quasiment celle de l'espèce (tabl. 3-1). Sa première identification remonte à 1986, quand un nouveau biotype, appelé silverleaf whitefly (aleurode des feuilles argentées) ou souche poinsettia, est introduit accidentellement aux États-Unis. Il se révèle très polyphage, attaque de nouvelles plantes hôtes, et il est plus fécond que le variant indigène, alors désigné biotype A (Brown *et al.*, 1995). Du fait de la difficulté à l'éradiquer (potentiel biotique élevé, développement de résistance aux insecticides), le biotype B s'établit rapidement et se disperse dans bon nombre d'États des États-Unis. En parallèle de la rapide invasion de ce biotype émergent de nouveaux phytovirus, identifiés par la suite comme des Begomovirus. En 1991,

les populations du biotype B explosent, atteignant des niveaux jamais vus dans les cultures irriguées du sud-ouest des États-Unis. Le biotype B atteint les îles Caraïbes, l'Amérique centrale puis l'Amérique du Sud entre 1990 et 1994. Vers 1995, le biotype B a poussé le biotype A hors du sud-ouest des États-Unis (Brown *et al.*, 1995). Dès les années 1980-1990, on rapporte de plus en plus de pullulations de populations de biotype B avec des conséquences dramatiques à travers le monde : Bassin méditerranéen (dès les années 1976/77 en Israël, les années 1990 en Égypte...), continent américain (dès les années 1980), Japon (dès 1989), Chine (dès 1994), Australie (dès 1994), (Brown, 2007; Chu *et al.*, 2006; De Barro, 1995; Gerling, 1996; Gerling et Mayer, 1996; Henneberry et Faust, 2008). Le biotype B devient alors le biotype cosmopolite de l'espèce *B. tabaci*, ravageur des cultures et vecteur de phytovirus.

Le biotype Q serait originaire de l'ouest du Bassin méditerranéen et se serait dispersé vers l'est (Boykin *et al.*, 2007). Caractérisé pour la première fois en Espagne sur des populations collectées de 1993 à 1995 (Guirao *et al.*, 1997), il se serait dispersé rapidement de la Péninsule ibérique vers le reste des pays du Bassin méditerranéen européen, le nord et l'ouest de l'Afrique, l'Ouganda, la Turquie, le Soudan, l'Égypte, Israël... Son aire de répartition est partiellement chevauchante de celle du biotype B. Bien que décrit antérieurement au biotype Q dans la plupart des pays (Brown, 2007), le biotype B est parfois déplacé par le Q. Le biotype B a notamment été supplanté en Espagne (Moya *et al.*, 2001), dans certaines régions en Israël (Khasdan *et al.*, 2005), en Grèce (Tsagkarakou *et al.*, 2007) et en France (Dalmon *et al.*, 2008). Bien que le biotype B ait une meilleure survie en conditions de laboratoire et naturelles (sans traitement insecticide), la prédominance du Q dans les cultures et surtout sur les plantes ornementales du Bassin méditerranéen serait due à sa plus grande capacité et rapidité à développer des résistances aux insecticides traditionnellement utilisés (Horowitz *et al.*, 2005; Khasdan *et al.*, 2005; Nauen *et al.*, 2002).

Plus récemment, en 2004-2005, le biotype Q a été officiellement décrit en Chine, au Guatemala, au Japon, au Mexique et dans 22 États des États-Unis (Brown, 2007), où dorénavant les deux biotypes B et Q posent de sérieux problèmes aux cultures sous serres, et en Ouganda (Sseruwagi *et al.*, 2005).

Facteurs spécifiques et anthropiques du succès invasif

Le succès invasif de *B. tabaci* concerne avant tout les biotypes invasifs. Il dépend de propriétés propres à l'espèce et d'activités humaines qui lui permettent d'être transporté, introduit et maintenu dans de nouveaux environnements, d'y proliférer et de s'y disperser.

Diversité génétique et potentiel d'adaptation importants

B. tabaci est avant tout un aleurode dont la grande diversité génétique a permis une adaptation rapide à de nombreux nouveaux environnements abiotiques et biotiques (climat, pratiques culturales, plantes, compétiteurs...) (Brown, 2007; Perring, 2001).

Large potentiel biotique

Les paramètres biologiques de l'espèce (durée de développement et survie des divers stades, fécondité, sexe ratio...) varient en fonction des populations et biotypes concernés, et en particulier des facteurs température (espèce poïkilotherme) et plante hôte (Bonato *et al.*, 2007; Drost *et al.*, 1998). Cependant, *B. tabaci* est globalement un aleurode très prolifique (100-400 œufs/femelle/vie d'après Brown (2007)), multivoltine² pouvant produire de 11 à 15 générations par an en conditions tropicales, et subtropicales, et en conditions tempérées sous abri (Brown *et al.*, 1995). Son potentiel de prolifération est extraordinaire.

La tolérance de certains biotypes, dont le Q, à des températures élevées (Bonato *et al.*, 2007) constitue un élément à considérer dans le cadre

du réchauffement climatique et du risque d'explosion des populations et d'expansion géographique de ces biotypes.

Polyphagie extrême

Jusque dans les années 1980, *B. tabaci* était essentiellement connu pour être un ravageur de cultures de plein champ (manioc, cotonnier, patate douce, tabac, tomate...) de pays tropicaux et subtropicaux. Dans une zone géographique donnée, sa gamme de plantes hôtes restait relativement restreinte. Avec le développement puis l'expansion des biotypes B puis Q, très polyphages, *B. tabaci* est également devenu un ravageur permanent d'autres espèces de plantes cultivées sous serres (courgette, concombre, Hibiscus, Gerbera, laitue, poinsettia, poivron, tomate...) dans les zones tempérées. En outre, ces 2 biotypes colonisent facilement de nouvelles cultures ou des mauvaises herbes (Oliveira *et al.*, 2001). Il suffirait de quelques générations pour que leurs populations s'adaptent localement à de nouvelles plantes hôtes et s'y établissent durablement. La gamme de plantes hôtes de *B. tabaci* (actuellement 1 000 espèces réparties sur plus de 100 familles botaniques) pourrait donc encore augmenter dans le futur (Bielza *et al.*, 2013).

Transports naturels et anthropiques

La capacité de vol des adultes de *B. tabaci* serait assez limitée ($\approx 2,5$ km) et ne contribuerait qu'à la dispersion locale. En raison de leur petite taille (≈ 2 mm), ils peuvent être transportés par le vent sur plusieurs dizaines de kilomètres (De Barro, 1995). Les stades immatures (œuf, 4 stades larvaires) ainsi que les adultes peuvent être transportés sur du matériel, des plants ou fleurs coupées d'espèces végétales hôtes. Le commerce international des plantes ornementales, et en particulier du poinsettia, est d'ailleurs tenu pour être l'un des principaux modes de dissémination du biotype B aux États-Unis, en Europe, dans le Bassin méditerranéen, en Afrique, en Asie, en Chine et en Australie, et du biotype Q intra- Bassin méditerranéen et depuis le Bassin méditerranéen vers l'Arizona en 2005 (Brown, 2007; Brown *et al.*, 1995; Chu *et al.*, 2006). En France, les filières de contamination seraient

2. Le voltinisme est un terme biologique utilisé pour indiquer le nombre de générations d'un organisme par an. Ainsi, l'adjectif multivoltine se réfère à un organisme ayant plus de deux générations par an.

les fleurs coupées (*Asclepias*, *Aster*, *Chrysanthemum*, *Rosa*...) originaires d'Israël et les herbes aromatiques originaires de certains pays méditerranéens et asiatiques (Bayart *et al.*, 2001). La globalisation des échanges a permis et intensifié la dispersion mondiale de *B. tabaci*. Aussi, en Europe, les végétaux importés de pays où un risque phytosanitaire *B. tabaci*/phytovirus est connu doivent satisfaire à des exigences phytosanitaires particulières (passport phytosanitaire européen), et *B. tabaci* est classé comme « Organisme de quarantaine » (voir Partie 8) (Follet et Neven, 2006). Depuis 1997, *B. tabaci* serait l'organisme de quarantaine le plus fréquemment observé lors des inspections phytosanitaires à l'importation réalisées dans les pays de l'Union européenne (Bayart *et al.*, 2001).

Nouvelles pratiques culturales

Les problèmes liés aux aleurodes (pullulations) et à leurs virus (épidémies) sont historiquement à mettre en liaison avec l'introduction dans les années 1980 de la monoculture intensive et de pratiques culturales impliquant l'irrigation, la présence de plusieurs cycles de cultures par an – voire toute l'année – avec des variétés génétiques uniformes et des apports de fertilisants. Ensuite, le développement de structures de production protégées et chauffées a créé des agrosystèmes artificiels favorables à l'installation durable de ravageurs exotiques dans des zones où les conditions climatiques extérieures et la disponibilité des ressources végétales sont défavorables à leur survie pendant l'hiver. L'intensification des cultures à contre-saison a entraîné un chevauchement des cultures dans une zone géographique donnée, favorisant également le passage des ravageurs d'une culture à l'autre.

L'intensification de l'utilisation d'insecticides a favorisé le développement de résistance, décrit pour la première fois au Soudan en 1981 à l'encontre du DDT puis en 1982 envers des pyréthrinoides. En 1983, une résistance aux pyréthrinoides et aux organophosphates est détectée aux États-Unis, puis en 1985 en Amérique centrale, en Turquie et en Israël (De Barro, 1995), en 1998 au Burkina Faso, au Mali et en

Côte d'Ivoire (Otoidobiga *et al.*, 2002). Au fil des années, la liste des familles d'insecticides et des pays concernés s'allonge du fait de l'utilisation non raisonnée des insecticides et de la dispersion des génotypes et biotypes résistants, dont les biotypes B et Q (Alon *et al.*, 2006; De Barro, 1995; Denholm *et al.*, 1996; Horowitz *et al.*, 2005; Khasdan *et al.*, 2005; Nauen *et al.*, 2002). Par voie de conséquence, la gestion de la résistance et la recherche de méthodes alternatives sont devenues des priorités des programmes de gestion de *B. tabaci* (Gerling, 1996; Gerling et Mayer, 1996; Gould *et al.*, 2008), et surtout du biotype Q dont la capacité de développement de résistance s'avère supérieure à celle du biotype B (Horowitz *et al.*, 2005; Khasdan *et al.*, 2005; Nauen *et al.*, 2002).

Contrôle de *B. tabaci*

Les dégâts occasionnés par *B. tabaci* englobent les dommages directs et indirects de la prise alimentaire et la transmission de phytovirus (De Barro, 1995; Bielza *et al.*, 2013) (voir Partie 8).

Les dégâts liés à la prise alimentaire de sève (chloroses, maturation irrégulière des fruits, désordres physiologiques, fumagine³...) sont d'autant plus préjudiciables que la densité d'insectes est élevée.

Pour importants qu'ils soient, ces dégâts sont économiquement moins préjudiciables que les maladies virales que peut transmettre *B. tabaci*. Cet aleurode est parmi les espèces d'arthropodes qui transmettent le plus grand nombre de phytovirus émergents très dommageables. Il s'agit en majorité de phytovirus du genre des Begomovirus (famille des Geminiviridae) connus pour la gravité de leurs symptômes sur de nombreuses plantes maraîchères et florales. Pour exemple, nous pouvons citer tous les Geminivirus responsables de maladies sur le manioc (*Cassava mosaic virus disease*-CMVD), le *Tomato yellow leaf curl virus* (TYLCV) et le *Cucurbit yellow stunting disorder virus* (CYSDV). Ces trente dernières années, les pertes associées à des phytovirus transmis par *B. tabaci* n'ont eu de cesse d'augmenter en préva-

3. La fumagine est une maladie cryptogamique provoquée par une moisissure due à un champignon se développant sur le miellat (excréments sucrés) sécrété par les insectes piqueurs (pucerons, cochenilles, aleurodes).

lence et en distribution, avec des pertes de production allant de 5 % à 100 % selon la culture, la saison ou encore les effectifs de l'aleurode (Gerling et Mayer, 1996; Henneberry et Faust, 2008; Jones, 2003). Les biotypes B et Q sont considérés comme les principaux vecteurs contribuant tant à l'extension des maladies qu'à l'émergence de nouvelles espèces et recombinaisons viraux (Brown, 2007).

Gérer durablement le risque phytosanitaire que constituent *B. tabaci* et sa dispersion s'impose depuis les années 1980 au travers de projets de recherches aux approches de plus en plus systématiques (prise en considération des acteurs en Recherche et Développement, des professionnels, d'une communauté scientifique pluridisciplinaire, des aspects réglementaires...) (Follet et Neven, 2006; Henneberry et Faust, 2008; Oliveira *et al.*, 2001). Il s'agit d'intervenir tôt et à chacune des étapes du processus d'invasion de *B. tabaci* par plusieurs biais : en prévenant les introductions d'insectes et plants contaminés (mesures réglementaires et phytosanitaires, prophylaxie, diagnostics); en détectant et éradiquant rapidement les premières populations de *B. tabaci* en cultures et en traitant les premiers symptômes de maladies virales (suivi épidémiologique, diagnostic, lutte); en annihilant leurs capacités d'installation et de maintien par l'utilisation de méthodes de lutte efficaces compatibles entre elles et l'environnement (protection biologique et intégrée) (Naranjo, 2001) (voir aussi Partie 8) et par des méthodes induisant une rupture du pathosystème vecteur/plante hôte/virus, enfin en évitant la dispersion des aleurodes (mesures réglementaires et phytosanitaires nationales et internationales). Il est important de comprendre que de la nature du biotype des populations introduites vont dépendre la dynamique d'invasion de *B. tabaci*, la nature du risque associé et donc les stratégies de contrôle.

Gérer un ravageur comme *B. tabaci*, complexe de plus de 28 espèces (ou 36 biotypes) différents distribués sur quasiment tous les continents, demeure un défi majeur, en particulier dans le contexte de la globalisation croissante des échanges et du changement climatique.

LES LONGICORNES ASIATIQUES *ANOPLOPHORA GLABRIPENNIS* ET *A. CHINENSIS*

Les deux longicornes asiatiques *Anoplophora glabripennis* et *A. chinensis* (Coleoptera, Cerambycidae) ont été introduits accidentellement en Amérique du Nord et en Europe. Les deux espèces sont originaires d'Extrême-Orient où elles vivent sur de nombreuses essences à feuilles caduques. Hors de leur aire d'origine, on ne connaît actuellement d'infestation que sur arbres d'ornement en zones urbaines, mais les deux ravageurs représentent des menaces graves pour l'arboriculture fruitière, les pépinières et les forêts (Hérard *et al.*, 2005).

Espèces introduites ? Espèces invasives ?

Les deux ravageurs ont pour le moment le statut d'espèce introduite; cependant, l'étendue du principal foyer d'infestation d'*A. chinensis* en Italie, la découverte récente de foyers satellites, la vitesse d'accroissement de ses populations, liées à des mesures de lutte inappropriées, pourraient hisser sous peu ce ravageur au statut d'espèce invasive dans ce pays. Les *Anoplophora* sont des insectes de quarantaine soumis à éradication (voir directives de la Commission des communautés européennes 2000/29/EC et 2002/36/EC). La découverte de spécimens adultes d'*Anoplophora* spp. ou de plantes portant leurs symptômes doit être rapportée au Service régional de la protection des végétaux qui prend la responsabilité du monitoring de la zone attaquée et supervise la destruction (abattage, broyage et incinération) du matériel végétal infesté. Les pays membres de l'Union européenne ont pour devoir de tout mettre en œuvre pour tenter d'éradiquer ces ravageurs. En France, la détention d'individus vivants est interdite hors quarantaine; elle peut être autorisée (par lettre officielle d'autorisation délivrée par le ministère de l'Agriculture, Service de la protection des végétaux) sous conditions, pour études de laboratoire en confinement de quarantaine.

Dégâts

A. glabripennis occasionne de très importants dégâts aux genres *Populus* (Salicaceae), *Acer* (Aceraceae) et *Salix* (Salicaceae), essentiellement en zones urbaines et en peupleraies. *A. chinensis* est un des ravageurs principaux des agrumes au Japon et en Chine. Les deux insectes s'attaquent à des arbres apparemment en pleine vigueur ou seulement très légèrement affaiblis. Les attaques d'*A. glabripennis* se localisent généralement dans les parties hautes de l'arbre, alors qu'on trouve *A. chinensis* au bas du tronc près du collet, ainsi que dans les racines affleurantes au sol. Les premiers stades larvaires creusent une galerie sous-corticale en consommant le cambium puis le phloème. Les stades larvaires suivants creusent une longue galerie profondément dans le bois (Cocquempot et Hérard, 2003). Les arbres attaqués par *A. glabripennis* sont évidemment impropres à la production de bois d'œuvre. Plusieurs générations du ravageur se développent successivement sur la même plante hôte. Les branches colonisées par l'insecte, puis l'arbre lui-même, meurent en quelques années, d'autant plus vite que le nombre des galeries larvaires est plus grand. L'affaiblissement structurel des arbres avec risque de chutes de branches maîtresses est toujours problématique en milieu urbain. Par ailleurs, la très forte polyphagie de ces deux ravageurs pour les feuillus en font une menace sérieuse pour la biodiversité de ces écosystèmes.

Voies d'introduction

Les introductions d'*A. glabripennis* en Occident ont eu lieu par l'intermédiaire de l'importation de palettes, caisses, bobines de câbles, bois de calage en planches non traitées d'essences feuillues en provenance d'Extrême-Orient. Les introductions d'*A. chinensis* se sont faites *via* la filière d'importation de bonsaïs et de jeunes plants de pépinières, essentiellement d'érables. Les adultes d'*A. glabripennis* émergés des planches infestées et les adultes d'*A. chinensis* échappés des serres de stockage ou des plants vendus aux consommateurs peuvent attaquer une grande variété d'essences feuillues situées près de leur point

d'émergence. Très vite, de nombreuses espèces d'arbres d'ornement dans les parcs publics et les jardins privés sont affectées, mais ce sont les érables qui sont préférés.

Foyers d'infestation d'*A. glabripennis*

En Amérique du Nord, cinq foyers d'infestation d'*A. glabripennis* ont été découverts : en 1996 à New York City, en 1998 à Chicago (Illinois), en 2003 à Toronto (Canada), en 2004 à Jersey City (New Jersey), et en 2008 à Worcester (Massachusetts) (USDA-APHIS, 2008). En Europe, sept foyers d'infestation d'*A. glabripennis* ont été découverts : en 2001 à Braunau-am-Inn (Autriche), en 2003 à Gien (Loiret, France), en 2004 à Sainte-Anne-sur-Brivet (Loire-Atlantique, France), à Neukirchen-am-Inn et à Mönchengladbach (Allemagne), en 2005 à Bornheim (Allemagne) (Hérard *et al.*, 2006) et en 2007 à Corbetta (Italie) (Maspero *et al.*, 2007 b). Tous les foyers d'infestation sont assortis d'une zone de quarantaine qui interdit tout mouvement de plantes et de bois de chauffage vers les zones exemptes du ravageur. Des efforts considérables d'éradication des infestations – par destruction complète des plantes attaquées, et parfois des plantes saines mais sensibles alentour, combinée à la replantation d'espèces non sensibles – ont conduit à l'extinction apparente des populations dans deux sites seulement (Chicago et Toronto) (USDA-APHIS, 2008). Dans tous les autres foyers connus en Amérique du Nord et en Europe, *A. glabripennis* paraît seulement contenu : les efforts d'éradication ont toutefois permis le ralentissement, voire l'arrêt de sa dispersion.

Foyers d'infestation d'*A. chinensis*

En Amérique du Nord, en 2001, à Tukwila (Washington, États-Unis) quelques adultes d'*A. chinensis* s'étaient échappés d'une serre de bonsaïs infestés importés de Corée du Sud. Pour éviter qu'une infestation ne se crée, 1 000 arbres sensibles furent détruits dans les environs, et 1 500 autres furent traités à un insecticide systémique, l'imidaclopride. Cette éradication préventive empêcha l'installation du ravageur (USDA-APHIS, 2002). Aucune infestation d'*A. chinensis* n'a été détectée en Amérique du Nord à ce jour.

En Europe, à Parabiago (Lombardie, Italie), les premiers adultes d'*A. chinensis* ont été découverts en 2000 dans une pépinière spécialisée dans l'importation de bonsaïs d'Extrême-Orient (Colombo et Limonta, 2001). Il s'est avéré depuis que l'infestation s'étend sur plus de 100 km² (Maspero *et al.*, 2007a). On estime que les premières introductions datent du début des années 1990 et que le ravageur est resté non détecté pendant près de 10 ans. De 2000 à 2008, d'autres infestations ont été découvertes à Milan et dans ses environs, notamment à Assago, et près de Brescia, à Montichiari et à Gussago. L'effort d'éradication du ravageur dans les foyers italiens a souvent été tardif, incomplet et parfois inadapté. En Italie, beaucoup d'arbres colonisés par *A. chinensis* sont toujours en place plusieurs années après leur découverte. Par ailleurs, alors que de nombreux arbres infestés ont été détruits dans le domaine public, une faible proportion seulement l'a été dans les jardins privés. L'arrachage et la destruction des souches, requis dans le cas d'arbres attaqués par *A. chinensis* (puisque 90 % de la population larvaire se trouve à la base du tronc et dans les racines) n'ont pas toujours été réalisés dans les foyers italiens. Dans ce contexte, quelques nouveaux foyers d'infestation sont régulièrement découverts en Italie, et il n'est pas certain que le ravageur soit contenu dans les foyers déjà soumis à des efforts d'éradication. Par conséquent, il devient de plus en plus improbable qu'*A. chinensis* puisse être éliminé de cette région.

En 2003, à Soyons (Ardèche, France), une très petite infestation, sur 2 grands érables poussant près d'une serre d'importation de bonsaïs d'Extrême-Orient, paraît avoir été éradiquée avec succès (Hérard *et al.*, 2006).

Aux Pays-Bas, en décembre 2007, six érables et un noisetier infestés par *A. chinensis* ont été découverts près d'une pépinière spécialisée dans l'importation de jeunes érables de Chine (OEPP/EPPO, 2008a). Ces arbres ont été détruits, et la zone entourant ce foyer est soumise à des monitorages répétés. Dans la pépinière voisine, 25 % des plants dans un échantillon de 400 jeunes *Acer palmatum* (Aceraceae) prélevés dans un lot

de 2 000 sujets importés de Chine depuis 2002, contenaient des larves d'*A. chinensis*. Ultérieurement, des lots d'érables infestés par *A. chinensis* ont été trouvés dans 6 pépinières différentes en Hollande. Entre janvier et mars 2008, 45 lots d'érables importés de Chine et du Japon ont été inspectés; 14 lots contenaient le ravageur *A. chinensis*. En Hollande, dans la période 2005-2007, on estime que 1,6 à 2 millions d'érables ont été importés annuellement de Chine, Japon et Corée. Beaucoup d'entre eux ont été revendus dans d'autres pays européens, principalement en Allemagne, au Royaume-Uni, en Belgique, en France, en Italie et en Autriche (van der Gaag *et al.*, 2008).

En Allemagne, en juin 2008, deux foyers d'infestation par *A. chinensis* ont été signalés dans les États fédéraux de Bavière et de Rhénanie-du-Nord-Westphalie. Ils sont actuellement soumis à éradication, mais toutes les plantes ayant été vendues aux consommateurs, il incombe à ceux-ci de détecter la présence du ravageur et d'en faire le signalement aux services compétents de la protection des végétaux. Les plantes hôtes, *Acer palmatum*, avaient été obtenues dans des filiales d'une chaîne de supermarchés qui les avait achetées aux Pays-Bas en mai 2008 (OEPP/EPPO, 2008 b). Il semble que les autorités hollandaises n'aient pas su retenir à temps tous les lots d'arbres infestés pour les détruire ou les assujettir à une quarantaine de 2 ou 3 ans.

Dans l'île de Guernesey, *A. chinensis* a été détecté sur de jeunes plants d'*Acer palmatum* importés en février 2008 de Chine, via les Pays-Bas. Une partie de ces plantes avait déjà été expédiée au Royaume-Uni quand 10 adultes d'*A. chinensis* ont été capturés en juillet 2008 sur des arbres du même lot, stockés à l'extérieur de la pépinière à Guernesey (OEPP/EPPO, 2008c).

Plantes hôtes

Les principales plantes hôtes d'*A. glabripennis* en Chine appartiennent aux genres *Acer*, *Populus*, *Salix*, *Melia*, *Morus*, *Prunus*, *Pyrus*, *Robinia* et *Ulmus* (Lingafelter et Hoebeke, 2002). Aux États-Unis, dans les 2 premiers foyers d'infestation

de New York et Chicago, *A. glabripennis* a été trouvé sur 18 espèces d'arbres appartenant à 12 genres taxinomiques (Cavey *et al.*, 1998). En Europe, *A. glabripennis* s'attaque à 12 espèces dans les 9 genres *Acer*, *Platanus*, *Fagus*, *Betula*, *Aesculus*, *Populus*, *Salix*, *Prunus* et *Carpinus* (Hérard *et al.*, 2006).

Le spectre des plantes hôtes connues d'*A. chinensis* est plus large que celui d'*A. glabripennis*. Lingafelter et Hoebeke (2002) citent 96 espèces dans 26 familles en Chine, notamment dans les genres *Citrus*, *Carpinus*, *Melia*, *Pyrus*, *Fagus*, *Salix*, *Alnus*, *Betula*, *Populus*, *Quercus*, *Platanus*, *Rubus*, *Rosa*, *Prunus*, *Acer*, *Eleagnus*, *Castanea*, *Malus*, *Acacia*, *Albizia*, *Robinia*, *Camellia*, *Ulmus*... En Europe, *A. chinensis* s'attaque à 20 espèces dans les 17 genres *Acer*, *Carpinus*, *Corylus*, *Alnus*, *Platanus*, *Fagus*, *Lagerstroemia*, *Malus*, *Betula*, *Aesculus*, *Populus*, *Ulmus*, *Cotoneaster*, *Quercus*, *Crataegus*, ainsi qu'à *Prunus laurocerasus*, buissons servant à la confection de haies, et même à de vieux pieds de rosiers (Hérard *et al.*, 2006).

Analyse des risques liés à l'introduction d'*A. chinensis* en Europe

La découverte récente d'un foyer d'infestation aux Pays-Bas a montré qu'*A. chinensis* peut fort bien se développer dans des climats à températures estivales basses comme c'est le cas en Hollande et au Royaume-Uni. Cela a incité les Services de la protection des végétaux de Hollande et d'Italie à rédiger conjointement une analyse de risques prenant en compte les observations faites au sein de leurs foyers d'*A. chinensis* respectifs (van der Gaag *et al.*, 2008). Il ressort de cette analyse qu'un très grand nombre d'arbres d'ornement, de vergers, et de forêts de feuillus sont menacés sur une grande partie de l'Union européenne, ainsi que les *Citrus* (Rutaceae) du sud de l'Europe. À ce jour, la plupart des interceptions et des introductions ont été liées à l'importation d'*Acer* spp. en provenance d'Extrême-Orient. Cependant, la probabilité, considérée comme faible à moyenne, des introductions dues à l'importation d'autres espèces végétales, notamment sous forme de boutures, a certainement été sous-estimée à cause

de la difficulté à détecter certains symptômes lors des inspections d'importation. Les capacités de dissémination du ravageur sont naturellement assez faibles, les individus émergés d'un arbre ayant tendance à se nourrir et à pondre sur le même arbre ou les arbres les plus proches. Toutefois, des déplacements de faible amplitude (entre arbres) et des mouvements de plus forte amplitude (jusqu'à 2 km du point de lâcher) ont pu être observés dans un environnement de vergers de *Citrus* au Japon (Adachi, 1990). En revanche, on admet que la dissémination la plus forte est due aux activités humaines : commerce d'arbres ou de bois de chauffage infestés, ou déplacement inopiné d'adultes sur de longues distances par divers moyens de transport. À partir d'un foyer d'infestation donné, la probabilité de dissémination du ravageur augmente avec sa densité de population dans ce foyer et avec la présence éventuelle d'unités de production de plantes destinées à la vente. *A. chinensis* peut avoir un effet direct très fortement négatif sur le rendement des récoltes en vergers, et sur la survie des arbres, mais aussi un effet négatif indirect sur le commerce des arbres de pépinières, car les consommateurs éviteront d'acheter les plantes les plus fréquemment attaquées. À terme, *A. chinensis* aura inévitablement un effet marqué sur la biodiversité, car ses plantes hôtes préférées disparaîtront dans une large mesure des sites infestés. En fait, les conséquences économiques potentielles pour l'ensemble de l'Europe sont considérables.

Un système de passeport pour les plantes connues comme hôtes d'*A. chinensis* pourrait être mis en œuvre pour garantir que ces plantes proviennent soit d'une aire ne comportant pas le ravageur, soit d'une unité de production efficacement protégée contre lui (van der Gaag *et al.*, 2008).

Alternatives à l'éradication

La lutte chimique à l'aide d'un insecticide systémique à base d'imidaclopride, injecté dans le tronc ou le sol, a été très largement utilisée aux États-Unis contre *A. glabripennis*. L'insecticide est surtout efficace contre les adultes se nourrissant sur les jeunes rameaux et contre les

jeunes larves creusant des galeries sous écorce, mais il est inefficace contre les stades larvaires plus âgés se développant profondément dans le bois. L'insecticide a d'ailleurs été surtout utilisé préventivement sur des arbres sensibles mais sains pour éviter de nouvelles attaques (USDA-APHIS, 2008). En Italie, certains insecticides comme le thiaclopride et le spinosade, agissant par contact et par ingestion, et le thiaméthoxame (systémique) ont été testés en pulvérisations de la base des troncs pour tenter de tuer les adultes d'*A. chinensis* au moment de leur émergence. Les résultats de ces tests ont été peu concluants (Maspero *et al.*, 2007a). Au cas où l'éradication des *Anoplophora* ne pourrait être obtenue, la lutte contre ces ravageurs devra alors faire appel à des méthodes alternatives pour tenter de maintenir leurs populations à des niveaux économiquement acceptables. En l'absence de phéromones permettant d'attirer les adultes sur de longues distances pour les piéger et les éliminer, l'utilisation de plantes sentinelles⁴ particulièrement attractives est envisagée, d'une part pour faciliter et améliorer le monitoring du ravageur, d'autre part pour mettre au point de nouvelles techniques de lutte. Des résultats encourageants ont été obtenus pour attirer *A. glabripennis* à l'aide d'*Acer mono* (Aceraceae). Il est envisagé à terme de coupler cette méthode de piégeage à un insecticide ou à un entomopathogène qui pourrait tuer les *Anoplophora* adultes. Conjointement aux programmes d'éradication, des études de lutte biologique ont également été initiées pour trouver, identifier et évaluer des parasitoïdes capables de contrôler efficacement les *Anoplophora* (Hérard *et al.*, 2007). Un parasitoïde oophage spécifique d'*A. chinensis*, nouvelle espèce d'Eulophidés vraisemblablement

introduite d'Asie en Italie avec son hôte, paraît être l'auxiliaire le plus prometteur (Delvare *et al.*, 2004). Huit autres espèces d'Hyménoptères, ectoparasitoïdes larvaires appartenant à la faune européenne, ont été spontanément attirées par les jeunes larves d'*A. glabripennis* et *A. chinensis* exposées dans des plantes sentinelles en Italie (Hérard *et al.*, 2007); leur potentiel en tant qu'auxiliaire de lutte biologique par augmentation est à l'étude.

Début 2008, la détection précoce des foyers d'infestation d'*Anoplophora* spp. et leur éradication dans les zones urbaines concernées sont toujours des enjeux majeurs pour la préservation des agro-écosystèmes, des pépinières, des vergers et des écosystèmes forestiers environnants.

LE TIGRE DU PLATANE, *CORYTHUCHA CILIATA* : UN NOUVEL ENVAHISSEUR

Originaire des États de l'est d'Amérique du Nord (Osborn et Drake, 1917; Wade, 1917), *Corythucha ciliata* est un insecte piqueur-suceur (Hémiptère) de la famille des Tingidae qui s'est installé en Europe du Sud dans les années 1960 et qui à ce jour est en cours d'extension en Europe (Abgrall et Soutrenon, 1991). L'espèce avait été décrite initialement dans le genre *Tingis* et elle est largement répandue aux États-Unis (Bailey, 1951). Signalée pour la première fois en Europe à Padoue en Italie, en 1964 (Bin, 1968; Servadei, 1966), *C. ciliata* gagne rapidement le sud de la France dans les années 1970-1980. Très répandue en Provence (Vaucluse, Var, Alpes-Maritimes) (Lemaire, 1992; Thiéry, 2002; Thiéry *et al.*, 1999), *C. ciliata* a rapidement été récoltée en Corse et dans l'Hérault, dès la fin des années 1970 (Péricart, 1983). Dans le Bassin méditerranéen, sa progression vers la Yougoslavie et la Grèce (Tzanakakis, 1988) est rapide. Sa progression vers le nord est considérée comme importante, en particulier dans les agglomérations à fortes densités de platanes (Jacquin et Chauvel, 1993). L'espèce a été signalée à Lyon en 1994 dans le parc de la Tête d'Or et en 2001 elle progresse dans les vallées alpines, à Vizille. Elle s'étend vers le sud-ouest de la France (station Inra-La Ferrade

4. On appelle plante sentinelle une plante hôte sélectionnée pour sa forte attractivité naturelle pour le ravageur (elle émet des synomones [kairomones d'origine végétale] auxquelles le ravageur est très sensible à distance). La plante sentinelle peut préexister en un lieu donné ou être ajoutée en ce lieu, plantée en pleine terre ou en container. Elle est régulièrement inspectée et sert de témoin de la présence ou de l'absence du ravageur. Son usage peut être combiné à un insecticide ou à un organisme entomopathogène dans le but d'attirer et d'éliminer le ravageur (« attract and kill », technique des Anglo-Saxons).

Bordeaux en 1997), le Val-de-Loire (à Orléans-La Source en 2005), gagne Paris et l'Île-de-France vers les années 2000, ainsi que l'Est, colonisant l'Alsace et la Lorraine (Streito, 2002). Dans l'ouest de la France, l'espèce atteint vers le nord l'Indre-et-Loire et la Loire-Atlantique, où elle a été notée à Nantes pour la première fois en octobre 1992 (Dusoulier, 2004). À ce jour, outre tout le sud de l'Europe (Grèce, Croatie, Slovénie...), l'espèce est présente en Allemagne, Autriche, Suisse, République tchèque, Slovaquie, Bulgarie, Hongrie (Öszi *et al.*, 2005). Seuls l'Espagne et le Portugal ne semblent pas touchés par l'insecte. En dehors de l'Europe, *C. ciliata* a été récemment signalée en Chine (Streito, 2006).



Corythucha ciliata, vue dorsale en microscopie électronique à balayage (© A. Thiéry/UniAvignon).

Facteurs de dissémination

Les transports et axes routiers (trains, autoroutes, vallées) favorisent la dissémination des tigres du platane, en particulier en septembre, période de rentrée en quiescence (influence de la photopériode) durant laquelle les adultes

se réfugient dans des anfractuosités (plis de vêtements, voitures...) comme ils le font sous les écorces des platanes. Durant cette phase de quiescence hivernale, leur capacité à résister aux basses températures (entre 0 °C et -10 °C) ne fait que renforcer leur implantation en Europe. On peut d'ailleurs penser que le réchauffement climatique enregistré dans le sud de l'Europe ne fera que favoriser l'expansion de l'espèce. Cette «favorisation populationnelle» a déjà été observée pour plusieurs Lépidoptères dans la partie nord-ouest du Bassin méditerranéen (Stefanescu *et al.*, 2003).

Signalons également l'influence des vents en région Provence-Alpes-Côte d'Azur, où l'on note un gradient nord-sud de densité des populations du ravageur lié au mistral. L'insecte est en effet bon voilier et suit plus ou moins passivement le vent dominant.

Plantes hôtes de *C. ciliata*

Bien qu'originellement *C. ciliata* ait été signalée sur *Platanus occidentalis* (Platanaceae) (platane d'Occident), espèce de l'est des États-Unis importée en Europe au XVIII^e siècle, et sur *P. acerifolia* (Platanaceae) (platane à feuilles d'érable) en Europe, et pour cela nommée tigre du platane, on l'a parfois récoltée sur d'autres plantes hôtes. Citons par exemple dans le Missouri : *Broussonetia papyrifera* (Moraceae) (mûrier de Chine ou mûrier à papier), *Carya ovata* (Juglandaceae) et *Fraxinus* sp. (Oleaceae); ou dans le New Jersey, *Chamaedaphne calyculata* (Ericaceae). En France et en Europe, il semble que *C. ciliata* soit essentiellement monophage sur *P. acerifolia* (issu du croisement entre *P. occidentalis* [sycomore] et *P. orientalis*, ou une de ses variétés) (Lieutaghi, 2004). Toutefois, des larves post-estivales ont été trouvées sur des plantes ornementales (le troène, *Ligustrum vulgare* [Oleaceae], le laurier, *Nerium oleander* [Apocynaceae]). Si ces tentatives, aujourd'hui sans résultat dans l'accomplissement de la 3^e génération, s'avèrent fructueuses, on pourrait assister à un changement de régime alimentaire qui de monophage passerait à polyphage, ce qui renforcerait le pouvoir de dissémination de l'espèce.

Biologie

Dès l'apparition des premières feuilles, les adultes hivernants sortent de leur quiescence et remontent le long du tronc pour aller se positionner à la face inférieure des feuilles à proximité de la nervure centrale. Après une période d'alimentation d'une dizaine de jours, les adultes s'accouplent. Les femelles pondent leurs œufs en quelques jours, isolément ou par groupe de 10 à 15, sur la face inférieure des feuilles, le long des nervures. Les œufs sont insérés dans le parenchyme, plus ou moins protégés par les poils (trichomes) (Thiéry *et al.*, 1999).

On dénombre actuellement, selon la température moyenne, de 2 à 3 générations par an, la 3^e génération n'aboutissant pas la plupart du temps (stades larvaires 2, 3 ou rarement 4 en septembre). Au début de l'automne, les insectes rentrent en quiescence, entrée liée à la photopériode (mi-septembre, tous les adultes se réfugient dans les anfractuosités du tronc, telles les fentes du bois et les rhytidomes). Sous ces écorces, on peut trouver plusieurs dizaines d'imagos⁵ serrés les uns contre les autres sur quelques centimètres carrés. La sortie de quiescence est liée à l'émission de kairomones⁶, particulièrement d'odeurs vertes des jeunes feuilles.

Symptômes et dégâts

Les adultes et les larves piqueurs-suceurs, atteignant parfois plus de 100 individus par feuille en fin de saison, représentent plusieurs centaines de milliers de « tigres » par arbre. Ils se nourrissent du contenu des cellules du parenchyme foliaire, ce qui provoque l'apparition de décolorations et des zones nécrotiques. Celles-ci sont d'abord ponctuelles et limitées à la base des feuilles, puis gagnent la plus grande surface du limbe, tout en étant plus accentuées le long des nervures centrales. Avec le temps, le feuillage peut prendre un aspect chlorotique ou bronzé. Les feuilles

5. Stade final du développement d'un insecte ptérygote, ayant effectué sa métamorphose.

6. Substance sémio-chimique produite par un être vivant qui déclenche une réponse comportementale chez une autre espèce et dont l'effet est négatif pour l'espèce émettrice.

Encadré 3-1 – Caractères généraux du tigre du platane

Adulte : 3,7 à 3,8 mm de long, corps grisâtre hérissé de nombreuses épines avec des ailes transparentes dentelées, d'où son nom américain, Sycamore Lace Bug (signifiant « punaise dentelée du platane »), élytres marqués d'une tache sombre au centre. Antennes soyeuses, élargies en forme de massue dans leur partie distale. Le dimorphisme sexuel est peu marqué, seules les *genitalia*¹, visibles en vue ventrale, permettent de distinguer les mâles des femelles.

Larves : éclosion des œufs 14 à 21 jours après la ponte, maturité sexuelle atteinte après 5 stades larvaires, en 33 à 46 jours (développement et croissance thermo-dépendants). Couleur générale brun foncé avec deux taches blanches en arrière du thorax. On notera le comportement grégaire des larves de chaque stade qui se regroupent en petites foules, sous l'influence de phéromones d'agrégation.



Détail de la face inférieure d'une feuille avec un regroupement de larves (stade 3) et d'un adulte. À noter les nombreuses déjections, éparpillées sur le limbe (© A. Thiéry).

Œuf : œuf ovoïde de couleur brune, longueur 529 à 568 µm. La structure du chorion² et de l'opercule³ est détaillée par Thiéry *et al.* (1999). Les premières pontes ont lieu de 10 à 12 jours après l'accouplement. Fécondité : variable, de 30 à 171 œufs par femelle.

1. *Genitalia* est un terme latin se référant aux organes génitaux et utilisé pour décrire les organes sexuels externes.

2. Le chorion est l'enveloppe externe de l'œuf.

3. Amas cellulaire de l'ovule recouvrant l'extrémité de l'œuf.

fortement atteintes jaunissent et chutent prématurément. À noter que les fortes infestations, donc les fortes atteintes aux platanes, sont observées durant les périodes les plus sèches (Filer *et al.*, 1977).

L'affaiblissement (blessures, réduction de la photosynthèse) favorise la sensibilité aux attaques de maladies cryptogamiques⁷. Plusieurs années d'attaques sévères de *C. ciliata* peuvent, combinées à d'autres facteurs de stress biotique (atteintes cryptogamiques), entraîner la mort de l'arbre. Parmi les champignons dangereux pour les platanes, on trouve : *Apiognomonina* (= *Gnomonia*) *venata* (Valsaceae) (forme sexuée), agent de l'anthracnose du platane, *Microsphaera platani* (Erysiphaceae), agent responsable de l'oïdium du platane et *Ceratocystis fimbriata* f. *platani* (Ceratocystidaceae) (forme sexuée), agent du chancre coloré du platane – introduit accidentellement dans le sud de l'Europe à la suite du débarquement de Provence par des caisses de matériel militaire en planches de platanes américains – considéré comme étant le plus virulent en Provence (Thiéry, 2002). Sa vection fait intervenir non seulement des facteurs physiques (spores du champignon véhiculées par les eaux courantes, mauvaise désinfection des outils d'élagage, vent...), mais également des facteurs biotiques (insectes) transportant passivement des spores sur la cuticule. La relation *C. ciliata*/*C. fimbriata* est à ce jour bien établie (Lemaire, 1992; Thiéry, 2002).

À ce sujet, il est intéressant de noter que l'on se trouve devant le même triptyque plante/parasite/insecte vecteur déjà rencontré dans les cas suivants : d'abord celui de la graphiose de l'orme en France, due aux interactions orme (genre *Ulmus* [Ulmaceae])/champignon *Euscomyctete* parasite *Ceratocystis ulmi* (Ceratocystidaceae)/scolyte *Ips typographus* (Curculionidae); et dans le cas de la maladie du flétrissement du chêne rouge aux États-Unis, due aux interactions chêne/champignon *Ceratocystis fagacearum* (Ceratocystidaceae)/Coléoptère (Nitidulidae) (Appel *et al.*, 2007; Pinon, 2002). Le rôle de

vecteur passif des ascospores⁸ (2-6 µm) et endoconidies cylindriques⁹ (5-20 µm) de *Ceratocystis fimbriata platani* a été démontré par Lemaire (1992), Reidenbach *et al.* (1994) et Thiéry (2002). Ces observations corroborent les travaux de Crone et Bacholder (1961) et de Carter (1973) aux États-Unis sur la vection du champignon *C. fimbriata* par les insectes phytophages. Aussi, dans le cas des platanes, les stratégies de lutte contre le chancre coloré doivent tenir compte de la biologie et de l'écologie du vecteur, *C. ciliata*, et non pas se limiter à une hypothétique mise au point/sélection de platanes résistants telle que préconisée par Vigouroux (« L'espoir d'un platane résistant » [Vigouroux, 2007]), et qui après treize ans de recherches (*ibid.* : 119) ne compte qu'un seul plant capable de bloquer complètement la progression du champignon » (*sic*).

Au niveau sociétal, on note également, mais sans réelle gravité, des gênes occasionnées par les déjections noirâtres renfermant du miellat à la face inférieure des feuilles (tachant les véhicules parqués sous les platanes), et par les cuticules épineuses des insectes qui peuvent provoquer des irritations oculaires.

Traitements

À ce jour, les traitements chimiques, du fait de la taille des arbres et de leur dispersion dans l'habitat urbain, sont peu efficaces. Classiquement, ils se font soit en été, sur l'ensemble du feuillage (*Corythucha ciliata* étant un insecte très mobile, il est nécessaire de traiter l'ensemble des arbres d'une même zone); soit en hiver, sur l'ensemble du tronc et des grosses branches charpentières. Pour un meilleur résultat, il est préférable de retirer un maximum de rhytidomes de l'arbre. Cela évite qu'un certain nombre d'individus échappent au traitement en restant à l'abri derrière ces plaques d'écorces. Des tests de fumigation, par usage d'un manchon souple à deux mâchoires se refermant sur le tronc, sont en cours d'essai.

8. Spore sexuée formée dans un asque (cellule reproductrice de certains champignons).

9. Spore asexuée de certains champignons (= conidie) formée à l'intérieur d'une cellule conidiogène.

7. Maladies des plantes occasionnées par des champignons microscopiques.

Face à ces tentatives de lutte chimique souvent sans grands résultats, des recherches sur des techniques de lutte biologique sont en cours de développement :

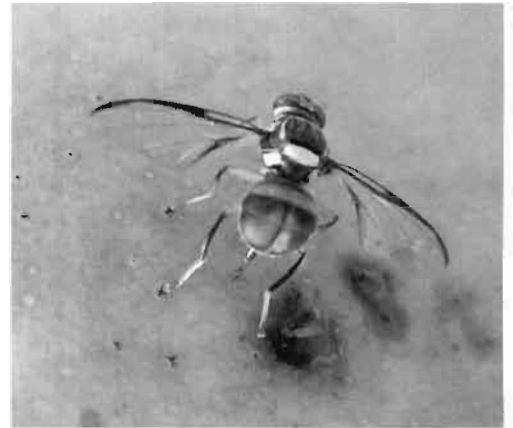
- par l'usage de prédateurs : si aux États-Unis *C. ciliata* possède son cortège de prédateurs (insectes, acariens, araignées), en Europe, la plupart de ces arthropodes sont absents. On trouve toutefois en France quelques acariens et araignées – comme *Cheiracanthium mildei*, *Achaearanea lunata*, *Segestria senoculata*, *Clubiona terrestris* –, des pseudoscorpions et des insectes Anthocoridés – dont plusieurs espèces du genre *Orius* et *Anthocoris* –, des Nabidés (*Nabis pseudoferus* par exemple) et des Pentatomidés comme *Arma custos* sous le rhytidome. Bien que la présence de ces prédateurs ait été signalée par divers auteurs (Aguilar *et al.*, 1977; Arzone, 1984; Bin, 1968; Chauvel, 1988; Emerit et Demaison, 1981), à notre connaissance, exceptée l'étude de Chapin *et al.* (2006), il n'y a que peu d'études réalisant une estimation sérieuse de leur efficacité dans le contrôle des populations de *C. ciliata*;

- par l'intermédiaire de phéromones anti-oviposition ou de dispersion de ponte (ODP, Oviposition Detering Pheromone, ou HMP, Host Marking Pheromone [Thiéry et Gabel, 1993]). Une analyse des constituants chimiques cuticulaires de l'œuf révèle la présence principalement d'acides gras saturés et insaturés en C_{16} – C_{18} et apparaît être d'une utilisation prometteuse comme phéromone anti-oviposition (Thiéry *et al.*, 1999). Cette composition n'a cependant pas été testée biologiquement.

LES MOUCHES DES FRUITS (DIPTERA, TEPHTRIDAE)

Les mouches des fruits sont l'une des familles d'insectes d'importance économique les plus préjudiciables dans les zones tropicales, et spécialement dans la zone afrotropicale (White et Elson-Harris, 1992). Les Tephritidés causent des dégâts évalués à des dizaines de millions d'euros chaque année dans les filières fruitières et maraîchères. Environ 250 espèces constituent des

ravageurs très dommageables pour les fruitiers d'intérêt commercial et difficiles à détecter car les œufs et larves sont à l'intérieur des fruits. C'est une contrainte récurrente pour les agriculteurs des zones tropicales, à la fois pour l'export, car ce sont des insectes de quarantaine, mais aussi pour les marchés nationaux qui sont lourdement pénalisés par ces ravageurs qui vivent aux dépens des principales cultures horticoles. Par ailleurs, la recrudescence du nombre d'espèces exotiques nouvellement recensées dans des zones où elles n'existaient pas encore est une nouvelle contrainte qui accentue la pression phytosanitaire sur des filières horticoles en développement pour la plupart des zones tropicales.



Une mouche des fruits *Bactrocera invadens* (Diptera, Tephritidae) sur mangue (© J.-F. Vayssières).

Plus d'une cinquantaine d'espèces de Tephritidés ont été recensées comme espèces invasives ayant quitté leur pays d'origine pour s'établir dans de nouveaux pays et/ou continents. Mais toutes ces espèces n'ont pas été introduites accidentellement. Certaines l'ont été par l'homme à des fins de lutte biologique vis-à-vis d'adventices par exemple. Ainsi les régions australasiennes ont enregistré davantage d'espèces invasives introduites intentionnellement que les autres (Norrbom *et al.*, 1999). Parallèlement les régions paléarctiques, néarctiques et australasiennes comptabilisent le plus grand nombre d'espèces invasives introduites accidentellement. Nous privilégierons ici les introductions accidentelles.

Ces introductions aux conséquences parfois redoutables sont liées principalement à l'augmentation des échanges internationaux et des mouvements anthropiques, à la méconnaissance de règles élémentaires de transport, à des procédures de contrôle phytosanitaires qui sont largement perfectibles et dans certains cas au réchauffement climatique.

Récentes invasions

L'introduction et la dispersion d'espèces invasives ont été constatées dans de nombreux pays tropicaux indépendamment des procédures réglementaires de quarantaine. C'est le cas plus particulièrement en Amérique du Sud de *Bactrocera carambolae* au Surinam (Alwood *et al.*, 2002; van Sauers-Muller, 1991) à partir de 1975 et récemment, dans les Mascareignes, de *Bactrocera zonata* à la Réunion en 1991 (Quilici *et al.*, 2005; Quilici *et al.*, 1998; White *et al.*, 2000). Bien entendu, l'Afrique est également lourdement pénalisée par l'arrivée de ces espèces dites exotiques. Avec *B. zonata* en Égypte, *Bactrocera cucurbitae* au Mali (Vayssières *et al.*, 2004) et en Afrique de l'Ouest (Vayssières *et al.*, 2007), *Bactrocera invadens* en Afrique de l'Est (Lux *et al.*, 2003) et en Afrique de l'Ouest (Vayssières *et al.*, 2005), les filières horticoles africaines ont un lourd handicap avec l'arrivée de ces trois espèces d'origine asiatique. Mentionnons que *B. invadens*, provenant probablement du Sri Lanka et découverte par l'IITA en Afrique de l'Ouest, était en 2004 une espèce nouvelle qui a été décrite l'année suivante (Drew *et al.*, 2005). Au cours de l'année 2006, *B. invadens* était signalée au niveau de toute l'Afrique de l'Ouest y compris le Sud mauritanien (Vayssières *et al.*, 2008). Ces ravageurs sévissent à l'échelle régionale pour la plupart d'entre eux.

Depuis 2006, ce sont quatre espèces invasives de *Bactrocera* que nous avons en Afrique avec la signalisation récente de *Bactrocera latifrons* en Tanzanie (Mwatawala *et al.*, 2007). Un site web très détaillé et abondamment illustré sur les 4 espèces invasives de *Bactrocera* en Afrique a été créé par De Meyer *et al.* (2007).

Incidence et risques nouveaux

Ces ravageurs émergents ont également une incidence importante au niveau de la biodiversité avec souvent un déplacement de certaines espèces. Dans les îles Hawaii, l'introduction de *Bactrocera dorsalis* a ainsi provoqué une réduction progressive de la niche écologique de *Ceratitidis capitata* vers les zones les plus hautes et les plus fraîches de l'île (Keiser *et al.*, 1974). À la Réunion, domaine également insulaire avec le même type de gradient altitudinal, les entomologistes ont suivi plusieurs introductions successives d'espèces de mouches des fruits durant les soixante dernières années. *C. capitata* s'est établie à la Réunion en 1939 à côté de *C. catoirii* qui est une espèce endémique (Etienne, 1972). La deuxième espèce invasive de *Ceratitidis* a été *C. rosa*, dont la première signalisation fut enregistrée en 1955 sur l'île (Etienne, 1972). La dernière espèce invasive a été *B. zonata* à partir de 1991 (Quilici *et al.*, 2005). Alors que *C. catoirii* était relativement abondante sur toute la bordure littorale du nord de l'île au milieu du siècle dernier, elle n'est présente actuellement qu'au niveau de microbiotopes qui constituent des îlots refuges pour cette espèce dans le nord de l'île. *C. rosa*, qui était largement dominante sur la plus grande partie de l'île auparavant, est maintenant cantonnée à des altitudes élevées, ayant elle-même laissé la place à des altitudes moyennes à la dernière espèce arrivée, *B. zonata* (Duyck *et al.*, 2004, 2006). La survie de l'espèce endémique réunionnaise *C. catoirii* pourrait se trouver ainsi menacée à court terme.

Avantages comparatifs du genre *Bactrocera*

De nombreuses études ont mis en valeur les liens existant entre les principales caractéristiques biologiques des espèces et leur potentiel compétitif. Une théorie classique a été développée par Mac Arthur et Wilson (1967), séparant les espèces en «r-selected species» et «K-selected species» (voir précédemment dans ce chapitre). Ce gradient r-K pourrait être

utilisé pour estimer le potentiel de dispersion et de colonisation d'une espèce à partir de son niveau de classement. En effet, les caractéristiques liées au type «K-selected species» pourraient favoriser (par leur plus grande taille...) à la fois l'exploitation des hôtes et la compétition interspécifique (Duyck *et al.*, 2004). Or la plupart des espèces invasives ayant rapidement colonisé de nouveaux pays au détriment des espèces indigènes appartiennent au genre *Bactrocera*. Les espèces appartenant à ce genre sont d'une part de bons voiliers et ont d'autre part un potentiel biotique supérieur à celui des espèces indigènes, que ce soit des espèces du genre *Ceratitis* ou du genre *Anastrepha*. Dans le premier cas, l'exemple classique est celui de *B. invadens* vs *C. cosyra* au Bénin, dans le second celui de *B. carambolae* vs *Anastrepha* spp. en Guyane française. Mais on s'aperçoit qu'il est parfois difficile de ranger une espèce donnée dans une catégorie plutôt qu'une autre. C'est le cas de *Dacus ciliatus*, qui est une espèce ayant des caractères communs aux deux catégories («r-» et «K-»).

Méthodes de lutte

Les introductions de nouvelles espèces invasives de mouches des fruits sont malheureusement fréquentes. En 2006, pas moins de deux introductions de deux espèces de *Bactrocera* furent signalées dans des zones où leur présence n'avait pas encore été mentionnée. Il s'agit de *B. zonata* en Californie et de *B. latifrons* en Tanzanie (Mwatawala *et al.*, 2007). Si la première espèce fut éradiquée relativement rapidement car elle avait été détectée très tôt et traitée avec des moyens logistiques importants, il n'en fut pas de même pour la deuxième espèce, *B. latifrons*, qui semblerait maintenant répandue dans les zones côtières et de faible altitude de Tanzanie en tant que ravageur de plusieurs espèces de Solanacées.

Que pourrait-on développer pour faire face à cette menace grandissante? Tout d'abord programmer et mettre en œuvre la lutte non seulement au niveau des vergers mais surtout au niveau des bassins de production, afin de pouvoir maintenir de larges zones à faible prévalence. Ce

n'est que par un ensemble de méthodes de lutte intégrée (ou IPM-package) compatibles entre elles, efficaces et économiquement viables que l'on arrivera à mettre ces redoutables ravageurs en dessous d'un seuil économique de nuisibilité. Au Bénin, cet IPM-package comprend depuis 2007-2008 des mesures de lutte prophylactique, des traitements par taches avec le GF-120 (Vaysières *et al.*, 2009) et une bonne gestion des fourmis oecophylles (Adandonon *et al.*, 2009; Sinzogan *et al.*, 2008; Van Mele *et al.*, 2007).

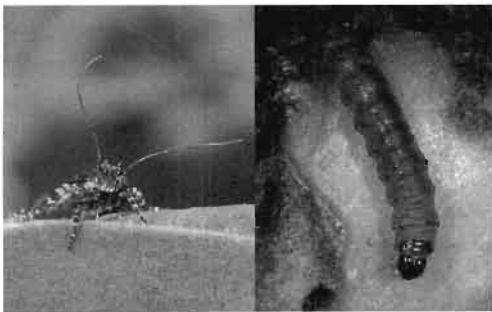
Seuls des systèmes performants d'alerte multi-locaux (par zone agro-écologique) et montés en réseaux régionaux pourraient permettre à l'avenir de faire face efficacement à ces invasions qui commencent avec des introductions accidentelles localisées puis qui évoluent en invasions généralisées à l'échelle même d'une région et parfois d'un continent. Une bio-modélisation de leur distribution actuelle et potentielle en fonction de différents facteurs abiotiques et biotiques sera un outil important (De Meyer *et al.*, 2010; De Meyer *et al.*, 2008) dans la prévention des invasions et dans les méthodes de lutte à promouvoir.

Ces systèmes de détection pourraient être constitués de pièges fréquemment visités par les équipes des services de la protection des végétaux de chacun des pays concernés, mais aussi d'échantillonnages réguliers de fruits (cultivés et sauvages) qui seraient mis en observation dans leurs laboratoires respectifs. Ces mesures sont à préconiser prioritairement autour des ports et aéroports tout d'abord, puis au niveau des principaux postes-frontières routiers et autour des principales zones de productions horticoles. Bien entendu, les mesures de lutte préventive sont à préconiser et à privilégier le plus tôt possible.

La lutte contre les mouches des fruits, déjà complexe à un niveau national, l'est davantage encore quand on l'aborde au niveau régional. Ce n'est pourtant qu'avec une coordination régionale pertinente que cette problématique pourra être traitée avec vigilance, rigueur, efficacité par les différents acteurs des filières horticoles.

LA TEIGNE GUATÉMALTÈQUE DE LA POMME DE TERRE, *TECIA SOLANIVORA*

L'expansion récente de la teigne guatémaltèque de la pomme de terre, *Tecia solanivora* (Lepidoptera, Gelechiidae), en Amérique centrale et du Sud constitue un exemple d'invasion rapide et dévastatrice pour une production agricole majeure (Herrera, 1998; Nino, 2004). Les chenilles de ce Lépidoptère s'attaquent uniquement aux tubercules. Elles creusent des galeries dans les tubercules, ce qui dégrade leur apparence et leurs qualités organoleptiques, affecte leur valeur commerciale et rend impossible leur utilisation comme semence. Leur utilisation pour la consommation humaine voire animale s'en trouve également affectée (Lopez-Avilla, 2004).



Adulte (gauche) et larve (droite) de la teigne de la pomme de terre, *Tecia solanivora* (© A. Barragán).

Histoire de l'invasion

T. solanivora est une espèce originaire d'Amérique centrale, invasive en zone nord-andine (Venezuela, Colombie, Équateur). Elle a été décrite à partir d'individus collectés au Costa Rica en 1973 (Povolny, 1973). Cependant, sa présence au Guatemala avait été signalée dès 1956 (Nino, 2004). Si des études génétiques récentes soutiennent l'origine centro-américaine et, plus précisément, guatémaltèque de l'espèce (Puillandre *et al.*, 2008), l'historique de la présence de *T. solanivora* dans les pays voisins est mal connu. Au Costa Rica, elle a été signalée dans les années 1970 (Povolny, 1973). Au Salvador et Honduras, elle a été signalée dans les zones limitrophes avec le Guatemala. En Amérique du Sud,

l'invasion a commencé au Venezuela en 1983 avec l'importation de semences de pomme de terre infestées dans la région de Tachira (Nino, 2004). Progressivement, le ravageur a étendu son aire de distribution vers le sud, colonisant la Colombie en 1985 (Araque, 1996) et l'Équateur en 1996 (Gallegos *et al.*, 1997). Il s'agit, pour l'instant, de sa limite extrême d'extension vers le sud. En Europe, le ravageur a été introduit aux îles Canaries en 1999 (Niño, 2004).

Le paradoxe génétique de *Tecia solanivora*

Il est généralement admis que la diversité génétique est une variable essentielle de la capacité d'adaptation et du succès écologique d'une espèce dans un environnement nouveau (Lee, 2002). Or, au niveau du compartiment mitochondrial du génome, une forte baisse de diversité génétique a été observée chez *T. solanivora* entre la zone d'origine et la zone d'invasion. Il s'agit d'une des plus importantes baisses rapportées dans la littérature (Puillandre *et al.*, 2008). Différentes hypothèses non exclusives sont avancées pour expliquer le paradoxe d'un important succès écologique de *T. solanivora* dans la zone d'invasion malgré une forte baisse de sa diversité génétique (Puillandre *et al.*, 2008). Ces hypothèses peuvent être d'ordre génétique : un excès de variation génétique additive potentielle pour les traits adaptatifs dans la zone d'origine, une conversion de variation épistatique en variation additive (Lindholm *et al.*, 2005), le rôle de la dérive génétique dans l'exploration de nouvelles trajectoires adaptatives (Wares *et al.*, 2005), la préadaptation de l'espèce ou l'apparition de mutations majeures (Perez *et al.*, 2006). D'autres hypothèses liées à des traits biologiques, pouvant préexister à l'invasion ou non, et liées à la susceptibilité de l'environnement envahi sont présentées ci-dessous.

Traits biologiques et succès invasif

T. solanivora présente les caractéristiques d'une espèce opportuniste avec de fortes capacités de reproduction. Dans les conditions de température favorables à son développement (15-20 °C), le taux intrinsèque de croissance sur tubercules

est supérieur ou égal à celui des deux autres espèces de teignes de la pomme de terre présentes dans le nord de l'Amérique du Sud, *Symmetrischema tangolias* et *Phthorimaea operculella* (Lepidoptera, Gelechiidae), surtout pour les températures plus élevées, principalement du fait de sa plus forte fécondité (Dangles *et al.*, 2008). Les températures permettant son développement se situent entre 10 et 25 °C (Nino, 2004). Une forte mortalité des chrysalides est observée aux faibles températures de l'ordre de 10 °C (Dangles *et al.*, 2008). Sur le terrain, quel que soit le pays considéré, les pullulations sont observées lors des périodes moins pluvieuses et plus chaudes au Costa-Rica (Alvarado *et al.*, 1992; Rodríguez *et al.*, 1988), au Venezuela (Torres, 1998), en Colombie (Barreto *et al.*, 2003; Nino, 2004). Un modèle phénologique corroboré par des données de terrain a récemment montré une relation positive avec la température (Dangles *et al.*, 2008). Afin de séparer les influences respectives des précipitations et de la température, Dangles *et al.* (2008) ont effectué une étude prenant en compte simultanément les deux facteurs sur les niveaux de population au champ. Seule la température est apparue comme ayant un effet significatif.

Parallèlement à ses forts taux de croissance potentiels, cette espèce présenterait de faibles capacités de déplacement (paradoxalement, pour une espèce étendant son aire de répartition). Dans des études comportementales, les mâles présentent un comportement de type saltatoire avec des vols courts de moins de 1 m de long et de moins de 10 cm de haut. Les femelles ne volent pratiquement pas (Corredor et Flores, 2003).

T. solanivora semble donc particulièrement adaptée aux zones de stockage présentant des températures plus élevées et plus tamponnées (avec de moins forts écarts de températures) que les champs, et où les faibles capacités de vol ne constituent pas un handicap (Dangles *et al.*, 2008). Du fait de ses faibles capacités de dispersion et de sa fécondité élevée, *T. solanivora* pourrait être considérée comme une espèce commensale opportuniste qui dépend des

activités anthropiques pour se déplacer. Les facteurs environnementaux permettant cette stratégie sont présentés ci-dessous.

Facteurs à l'origine des pullulations

Incidence de l'accroissement des échanges commerciaux

Les premières pullulations de *T. solanivora* au Guatemala dans les années 1970 sont contemporaines des débuts de l'importation de semences commerciales étrangères. L'arrivée au Costa Rica est contemporaine à l'augmentation des importations depuis le Guatemala. En Amérique du Sud, c'est un échange commercial (importation de semences du Costa Rica vers le Venezuela) qui a permis l'entrée de l'insecte. Enfin, en Équateur, les variations du prix de la pomme de terre associées à la libéralisation de son commerce ont occasionné le maintien de résidus de récoltes en bordure de champs lors des périodes de chute des prix. Cette pratique aurait favorisé les pullulations de l'insecte (Barragán *et al.*, 2004).

Perturbations climatiques

En Équateur, les pullulations de la teigne semblent corrélées aux périodes plus sèches. Lors de l'épisode climatique humide El Niño de 1999, défavorable à l'insecte du fait des faibles températures, *T. solanivora* n'était plus considérée comme un problème, et les services de protection cessèrent leur suivi. Cette baisse de vigilance aurait facilité de nouvelles pullulations pendant les périodes sèches qui ont suivi en 2001.

Ennemis naturels

Une seule publication, en Colombie, signale la présence de parasitoïdes de *T. solanivora* dans la zone d'invasion (Osorio, 2001). La seule espèce provenant sans ambiguïté de cet hôte est un *Trichogramma* sp. (Trichogrammatidae) échantillonné sur des pièges constitués d'œufs de teigne. En revanche, une importante diversité entomovirale a été observée. Les données les plus abondantes concernant la diversité virale proviennent d'Équateur, à la limite sud

de la zone d'invasion. Jusqu'à présent, plus d'une dizaine de virus différents ont été mis en évidence dans les populations de *T. solanivora* de ce pays. Plusieurs appartiennent à des groupes taxonomiques non encore décrits (Barragán et Zeddám, 2005; Zeddám *et al.*, 2008). Certains de ces entomovirus se sont avérés très virulents pour les chenilles qui y étaient exposées alors que d'autres ne provoquaient pas ou peu de symptômes apparents. Du fait que l'arrivée du ravageur en Amérique du Sud ait été accompagnée d'une perte importante de diversité génétique de l'insecte (Puillandre *et al.*, 2008), il est probable que la diversité virale introduite ait aussi été limitée, et que celle observée actuellement soit, au moins en partie, le résultat de phénomènes de capture à partir d'autres espèces-hôtes. D'ailleurs, au moins trois des virus identifiés chez *T. solanivora* ont également été trouvés chez les deux autres espèces de teignes de la pomme de terre présentes en Équateur, *P. operculella* et *S. tangolias*. C'est en particulier le cas du granulovirus de *P. operculella* (PhopGV), dont il existe plusieurs variants en Équateur. Par ailleurs, même si sa prévalence au niveau des populations reste à préciser, le PhopGV est également présent chez le ravageur au Guatemala, au Venezuela (Zeddám *et al.*, 1994) et en Colombie (Villamizar *et al.*, 2008). En conclusion, en contradiction apparente avec l'hypothèse «*enemy release*», il semble exister une importante biodiversité virale chez *T. solanivora* dans une partie de la zone d'invasion et il est fortement probable qu'il en soit de même dans les autres parties non encore prospectées.

T. solanivora est un modèle intéressant pour la compréhension des facteurs génétiques et environnementaux à l'origine du succès invasif de certains insectes phytophages. Pour les facteurs génétiques, il présente des valeurs extrêmes en matière de perte de diversité mitochondriale. Pour les facteurs environnementaux, il répond à de nombreuses variables liées aux changements globaux, qu'elles soient climatiques, telle l'augmentation de la température, ou d'origine anthropique, telle l'introduction de variétés commerciales au détriment des variétés natives.

LE CHARANÇON ROUGE DU PALMIER, *RHYNCHOPHORUS FERRUGINEUS*

Le charançon rouge du palmier (CRP), *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera, Curculionidae) est arrivé en France en 2006. Il constitue une menace sévère qui s'ajoute aux dégâts déjà causés par le papillon palmivore sud-américain *Paysandisia archon* (Lepidoptera, Castniidae) découvert en 2001. Le CRP tue en effet les palmiers. C'est une espèce tropicale devenue invasive à la suite de l'explosion du commerce mal contrôlé de palmiers d'ornement pour satisfaire les besoins de l'urbanisation et du tourisme.

Biogéographie et historique de l'expansion

Jusqu'à la fin des années 1970, ce charançon était strictement inféodé aux Arécacées (palmiers), est une espèce tropicale de l'Asie des Moussons. Faleiro (2006) rapporte qu'il y tue cocotiers et sagoutiers et cause des pertes économiques depuis plus d'un siècle. Wattanapongsiri (1966), qui révisé le genre *Rhynchophorus*, l'indique dans la plupart des pays depuis le Pakistan et l'Inde à l'ouest jusqu'à la Papouasie-Nouvelle-Guinée (+ îles Salomon), les Philippines et Taïwan à l'est incluant Sri Lanka, Myanmar, Thaïlande, Chine, Indonésie (Sulawesi, Bornéo, Java, Sumatra, Timor) et Vietnam. Il cite comme douteuses des mentions du sud du Japon et du nord de l'Australie. Faleiro (2006) discute sa présence



Charançon rouge du palmier, *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera, Curculionidae) (© D. Rochat/Inra).

historique en Mésopotamie (Iraq et Syrie) (OEPP/EPPO, 2008d), aussi douteuse selon lui. Si la zone indo-malaise paraît être le berceau du CRP, la forte variabilité de ses dessins et la présence d'autres *Rhynchophorus* dans l'archipel indonésien laissent imprécises les distributions relatives des espèces du genre. De plus, la validité des espèces listées par Wattanapongsiri (1966) est remise en question par l'étude génétique de Hallett *et al.* (2004) qui met en synonymie *R. vulneratus* et *R. ferrugineus*.

À partir de 1984, le CRP apparaît dans la Péninsule arabique puis est signalé toujours plus à l'ouest et au nord pour être découvert aux îles Canaries dans l'Atlantique et sur la Côte d'Azur en 2006. L'analyse des rapports de découvertes du CRP permet de retracer une progression géographique en 3 étapes : apparition ou extension au Moyen-Orient dans l'aire du dattier (1983-1993); arrivée sur la Méditerranée et contamination du Proche-Orient (1992-1999); et atteinte de la plupart des rives de Méditerranée avec passage en zone atlantique (2001-2008).

Dans la première phase, les pays touchés sont le Pakistan (ouest) en 1983, l'Arabie saoudite en 1984, Bahreïn, le Qatar et les Émirats arabes unis en 1985, l'Iran (est) en 1990, et Oman et le Koweït en 1993 (Faleiro, 2006; OEPP/EPPO, 2008d). L'insecte s'installe en zones arides, cultivées (oasis anciennes et modernes), mais aussi urbanisées.

Dans une deuxième étape, l'Égypte, qui développe alors le marché des phœnix d'ornement vers les pays méditerranéens, est touchée en 1992 (à 50 km au nord du Caire). Dès 1993, le CRP est trouvé en Europe sur la côte d'Andalousie (Espagne), à la limite des provinces de Málaga et Grenade où il est étudié et fait l'objet de mesures d'éradication (Barranco *et al.*, 1996). Son arrivée est liée au début de l'importation massive de grands palmiers pour orner les marinas. On ne signalera pas d'autre découverte du CRP en Europe jusqu'en 2003. En 1999, il est trouvé à la frontière israélo-jordanienne et dans les Territoires palestiniens où il est aussitôt traité pour l'éradiquer sur le territoire d'Israël (Soroker

et al., 2005). À cette date, la situation en Égypte est déclarée limitée au foyer d'origine. Au cours des années 1990, il se répand dans la Péninsule arabique, *via* des transferts incontrôlés de rejets de dattiers. Il est signalé dans le sud du Japon en 2000. Il touche des datteraies et des palmiers d'ornements en milieu urbain.

Enfin, et l'épisode est toujours en cours, les rives méditerranéennes, surtout du nord-ouest, sont contaminées en de nombreux points dans plusieurs pays, et la zone atlantique est atteinte. L'insecte touche la Syrie en 2001 (Tara *et al.*, 2008) et plusieurs nouvelles régions d'Espagne continentale et insulaire entre 2003 et 2006 : provinces de Valence, de Murcie, Catalogne, Canaries et Baléares (OEPP/EPPO, 2007 b). Il est détecté en Italie à partir de 2004 (Toscane, Campanie, Sicile, Sardaigne, Latium, Ligurie et Puglie) (OEPP/EPPO, 2006 b; 2008 d; Sacchetti *et al.*, 2006), en Turquie (Karut et Kazak, 2005) et en Grèce (Crète et Rhodes) en 2006 (OEPP/EPPO, 2006 a). En 2005, après un long silence officiel, il apparaît que la majeure partie de l'Égypte (1^{er} producteur mondial de dattes) est contaminée : delta et vallée du Nil, de la Méditerranée à 600 km au sud du Caire, et palmeraies récentes dans le Sahara. En 2006, il est trouvé en Corse puis dans le Var (OEPP/EPPO, 2007 b) et à Chypre (OEPP/EPPO, 2007 a); en 2007, en Languedoc-Roussillon, au Portugal (Boavida et da Franca, 2008), à Malte (Anonyme, 2007) ainsi que dans de nouvelles villes de Turquie dont Istanbul (PPI, 2007).

Dans toutes ces zones, le CRP est observé en milieu urbain et attaque surtout les dattiers et palmiers des Canaries. Il est établi que l'insecte a été disséminé en Méditerranée par un boum commercial de grands palmiers venant surtout depuis l'Égypte. Ce résultat est conforté par une analyse génétique (marqueur sur le gène mitochondrial CO1), qui montre que tous les pays méditerranéens – sauf la Syrie – sont touchés par le même haplotype, trouvé partout en Égypte, mais pas dans la zone d'invasion plus à l'est (7 haplotypes différents et distincts de celui de la Méditerranée). Dans l'Union européenne, les mouvements de palmiers entre Italie, Espagne et

France ont favorisé la diffusion du CRP jusqu'à sa mise en quarantaine légale (Kyprianou, 2007) quatorze ans après sa première découverte en Andalousie. Il est peu probable que les côtes grecques continentale et adriatique échappent au CRP, car des palmiers y ont été plantés récemment comme ailleurs. L'espèce est aujourd'hui en voie d'établissement en Espagne et en Italie, faute de mesures préventives efficaces. La France est confrontée à une menace analogue, si les foyers actuels ne sont pas vite traités avec des moyens conséquents et avec l'apport de méthodes nouvelles. En vingt-trois ans, le CRP est donc passé de l'Inde aux Canaries en touchant la plupart des pays méditerranéens.

Les pays du Maghreb sont restés exempts jusqu'à la découverte de palmiers touchés près de Tanger au Maroc fin 2008 (OEPP/EPPO, 2009 b). Au même moment, le CRP était trouvé dans l'île de Curaçao (Antilles néerlandaises) (OEPP/EPPO, 2009 a). Il est maintenant clair que l'Afrique entière est menacée (Rochat *et al.*, 2006), ainsi que la Chine (Li *et al.*, 2009) et le Nouveau Monde si des mesures drastiques ne sont pas prises pour sécuriser les flux mondiaux de grands palmiers.

Importance économique

Le CRP est strictement inféodé aux palmiers (Arecaceae) et cité d'environ 20 espèces (Martín Molina et Cabello García, 2005). Sa nuisibilité est très importante, car divers palmiers ont une valeur biologique, économique et culturelle importante. Ainsi, dans son aire d'origine, il détruit le cocotier (troisième source mondiale d'huile végétale) et le sagoutier, sur lesquels des dégâts sont rapportés depuis plus d'un siècle. Les pertes sont estimées entre 1 % et 2 % par an sur les cocotiers (Faleiro, 2006). Dès son arrivée dans la Péninsule arabique et en Égypte, il est devenu le ravageur n° 1 du dattier (*Phoenix dactylifera*), espèce arborescente multi-usage au Moyen-Orient et en zone méditerranéenne. Dans les régions arides, la dattée est un produit de subsistance et de rente important et contribue à la sécurité alimentaire (Ferry *et al.*, 1999). L'Égypte est le premier producteur mondial de dattes. Algérie, Tunisie et Maroc occupent les 7^e, 12^e et 13^e places

(FAO, 2006). Vendre des palmiers adultes pour l'ornement procure aussi depuis peu un revenu substantiel pour quelques pays comme l'Égypte.

La situation déjà préoccupante dans l'aire du dattier en 1995 n'a cessé de se dégrader. En 2010, elle a été stabilisée ou améliorée en certains endroits, mais elle n'est globalement pas sous contrôle et le CRP est présent presque partout. On estime la perte annuelle entre 0,1 % et 2 % des arbres en production, avec parfois 10 % à 30 % des dattiers atteints, en particulier dans des zones de culture traditionnelle pauvres, chiffre énorme rapporté à la valeur unitaire des arbres. En Espagne, plus de 10 000 palmiers des Canaries et dattiers ont déjà été détruits. La palmeraie historique d'Elche (patrimoine mondial de l'Unesco) est menacée.

En Europe, les palmiers sont utilisés pour leur valeur ornementale, en particulier le dattier, le palmier des Canaries (*Phoenix canariensis*) et les palmiers du genre *Washingtonia* et *Trachycarpus fortunei*. Bien qu'il n'existe pas de synthèse sur l'économie du palmier dans l'UE, des statistiques régionales et les paysages urbains des côtes méditerranéennes révèlent leur importance. Les palmiers adultes peuvent être déplacés et replantés pour créer rapidement des paysages à l'apparence exotique très en vogue. Le boum de cette pratique a contribué à étendre l'aire de l'insecte. *Phoenix theophrasti*, l'un des deux palmiers indigènes d'Europe, est touché par le CRP en Crète. Aux îles Canaries, l'endémique *P. canariensis* est aussi atteint. Ces deux espèces patrimoniales sont menacées dans leur berceau d'origine.

Traits biologiques

L'adulte (20-40 mm) est un charançon typique au corps orangé vif avec des taches noires très variables. Il vit de 2 à 4 mois. C'est un bon voilier pouvant franchir jusqu'à 7 km en vol actif. Il vole entre 20 et 40 °C, le jour, avec un arrêt d'activité hivernal ou estival selon les régions. Dans la zone d'invasion, il peut voler entre 17 et 18 °C par fort ensoleillement. Il est actif aux périodes les plus humides. On ne sait cependant pas quels facteurs influencent ses déplacements. Sur le palmier, il vit caché dans les anfractuosités et pénètre dans

les tissus tendres : il y est très difficile à voir. Il est très attiré par l'odeur de morceaux de stipe de palmier ou de canne à sucre, et des fruits mûrs en fermentation. La femelle pond toute sa vie de 100 à 300 œufs qui sont insérés un à un dans un tissu vivant : base foliaire, aisselle de rejet sur dattier et blessure sur le stipe. Le mâle émet une phéromone d'agrégation, mélange de ferruginéol (4-méthylnonan-5-ol) et de ferruginéone (4-méthylnonan-5-one) en proportion 90:10 (Hallett *et al.*, 1999), qui contribue à regrouper les individus. L'odeur de palmier et la phéromone sont synergiques.

La larve endophyte est le stade nuisible. Elle préfère les tissus tendres et bien irrigués où elle creuse des galeries. La croissance larvaire dure de 2 à 13 mois. Les hivers frais de l'ouest du Bassin méditerranéen induisent un arrêt de développement qui peut rallonger nettement la durée de ce stade. En fin de croissance, la larve migre à la périphérie du stipe ou à la base des palmes et construit une coque de fibres végétales où elle se nymphose. Le stade nymphal dure 15 à 30 jours. Les générations se chevauchent avec des pics de vols plus ou moins marqués, notamment au printemps et à l'automne dans l'aire d'invasion. La température minimale de développement larvaire est de 15 °C. La température létale est de 10 °C, 5 °C et -2 °C respectivement pour l'œuf, la larve et la nymphe (Martín Molina et Cabello García, 2005), et se situerait entre 0 °C et 5 °C pour l'adulte. L'aire d'invasion potentielle du CRP couvre donc les zones où les températures journalières moyennes sont positives en hiver, c'est-à-dire toutes les rives de la Méditerranée.

Symptômes d'infestation, dégâts et prophylaxie

La présence du CRP se signale par des suintements liquides bruns et visqueux (dattier) ou par de petits monticules bruns de fibres broyées (tous palmiers) qui ponctuent les orifices perforés par les grosses larves, par exemple à la base des palmes. On observe aussi des découpes ou des trous contigus dans les folioles percées par la larve dans la feuille repliée et en croissance et

qui n'apparaissent qu'après son déploiement. Le CRP affectionne les palmiers en forte croissance (5 à 15 ans). L'attaque s'observe surtout à la base du stipe jusqu'à 1,5 m du sol et touche les rejets chez le dattier. Elle touche aussi la couronne, cas général sur le palmier des Canaries où elle peut atteindre le cœur de la plante et la tuer. Sa découverte y est difficile et demande des moyens conséquents : échelles ou nacelles pour les grands arbres. À un stade d'attaque avancé, le stipe peut se briser au niveau de caries creusées par les larves. L'attaque du bourgeon terminal entraîne l'affaissement et le dessèchement brusques des palmes, parfois précédés d'une inclinaison anormale de la frondaison. Ces signes, typiques du palmier des Canaries, s'observent parfois chez le dattier et ne précèdent la mort du palmier que de quelques jours. Les autres palmiers d'ornement communs en Europe sont beaucoup moins attaqués que les *Phoenix*.

Recommandé depuis quarante ans sous les tropiques, un principe essentiel de la lutte contre les *Rhynchophorus* consiste à limiter au strict nécessaire les blessures causées aux palmiers, qui sont très attractives pour le CRP. Les blessures naturelles ou dues à la coupe de palmes, même petites, le prélèvement de rejets (dattier), la récolte ou l'élimination de régimes de fruits doivent absolument être protégés par une application d'insecticide pour empêcher la ponte. Ces mesures doivent s'appliquer à la taille des palmes vertes pratiquées dans les espaces verts urbains, de préférence en hiver, époque où le vol des adultes est limité.

Une nécessité pour lutter contre le CRP : la mise en quarantaine

La très forte expansion géographique du CRP en vingt ans est liée au transport de rejets de dattier dans et entre les pays producteurs et au développement du marché international des grands palmiers d'ornement. L'application d'une quarantaine stricte est vitale pour empêcher l'arrivée du CRP ou le contenir. En effet, sa vie cachée à tous les stades et l'extrême difficulté de repérer tôt les palmiers attaqués handicapent terriblement la lutte. Il est impossible de garantir qu'un palmier

issu d'une zone infestée est sain, car un examen même minutieux ne permet de détecter ni les œufs ni les jeunes larves et les insecticides non systémiques ne les tuent pas. Lorsque l'infestation se répand, le coût de sa gestion est colossal : des millions d'euros par an depuis 1993 en Arabie saoudite et des coûts supérieurs à 5 M€ en dix ans en Espagne qui n'ont pas empêché une invasion quasi totale des zones plantées de palmiers de ces deux États (Collectif, 2006). L'Égypte, qui a moins investi dans la lutte, est dans une situation très grave. À l'inverse, Israël, la Jordanie et Oman, avec une grande rapidité de réaction, ont pu contrôler la situation au prix de moyens lourds (Soroker *et al.*, 2005). De même, l'interdiction d'introduire des dattiers adoptée en Tunisie, en Algérie et au Maroc pour contrôler la maladie du Bayoud a longtemps préservé le Maghreb. La Commission a inscrit le CRP sur la liste des organismes de quarantaine dans l'UE en mai 2007, quatorze ans après la découverte du premier CRP dans l'UE. Les importations de palmiers depuis des zones infestées sont aujourd'hui prohibées. Les États doivent établir une surveillance de leur territoire et éradiquer les foyers.

Détecter le CRP : un casse-tête et une course contre la montre

L'attaque d'un palmier est invisible durant des mois, voire des années. Des centaines de larves peuvent se développer dans les stipes avant l'apparition de symptômes et beaucoup d'adultes peuvent ainsi essaimer à l'insu de tous.

Détection visuelle, sonore et par rayonnement

Ces méthodes doivent être appliquées arbre par arbre, ce qui est très difficile sur des sujets de grande taille. Seule la détection visuelle des larves et coques nymphales est appliquée. Elle nécessite un examen minutieux et périodique par un personnel très bien formé. En dépit de son caractère très laborieux, qui la rend chère et d'une efficacité limitée aux arbres porteurs de symptômes, elle reste un élément déterminant des programmes de surveillance et du succès du traitement des foyers. La détection sonore ou par

rayon X des larves et olfactive (chiens) ou thermique (détecteurs infra-rouge) des zones cariées en fermentation est possible. Ces méthodes restent néanmoins inapplicables à grande échelle sur le terrain par manque de fiabilité, de praticité et en raison de leur coût élevé.

Piégeage par phéromone : surveillance et lutte directe

Le piégeage olfactif est indispensable pour détecter et éliminer les adultes dans tout programme de lutte intégrée. Il permet de focaliser l'effort de recherche visuelle des arbres infestés. Moyennant le respect de règles strictes, le bénéfice du piégeage dans une zone *a priori* exempte de CRP est très supérieur au risque d'ignorer sa présence ou de l'y introduire. Le piège type est un seau de 15 l avec couvercle, à parois extérieures rugueuses et pourvues d'ouvertures de 5 cm favorisant l'entrée du CRP. Une solution détergente ou insecticide est versée au fond du seau ; elle crée une humidité prisée par l'adulte et tue les CRP piégés. Pour être rentable, la phéromone (diffuseurs actifs 2 à 4 mois) doit être utilisée avec un appât végétal synergique, comme le stipe de palmier frais, la canne à sucre ou les dattes mûres (0,2 à 1 kg), à renouveler tous les 7 à 20 jours. L'apport d'acétate d'éthyle accroît l'effet du végétal. Il faut protéger tous les palmiers situés dans un rayon de 20 m autour d'un piège par insecticide pour éliminer le risque de pontes de femelles erratiques. En surveillance, on préconise 1 piège pour 1 à 3 ha avec un relevé par semaine. En zone peu infestée, la capture d'un piège sera de 0,01 à 0,1 CRP/jour, ce qui est très informatif pour localiser les palmiers atteints. Un niveau supérieur révèle la présence d'un foyer, en général à moins de 100 m du piège. Ce dernier point est primordial, car le CRP colonise les palmiers de proche en proche et ses populations sont très agrégatives. Une capture persistante >1 CRP/jour indique une infestation sévère de plusieurs palmiers. On peut accroître la densité des pièges jusqu'à 10/ha pour éliminer les adultes en masse. On piège 2 femelles pour 1 mâle, ce qui est un avantage à long terme si et seulement si le piégeage de masse est accompagné d'un traitement curatif rigoureux des foyers larvaires.

On ramène la densité des pièges au niveau de base dès la chute des captures. Une grande flexibilité du réseau de pièges est garante de sa rentabilité. Ces données ne sont qu'indicatives, et les conditions optimales de déploiement d'un réseau de pièges doivent être évaluées dans chaque région (Collectif, 2006; Faleiro, 2006; Hallett *et al.*, 1999; Soroker *et al.*, 2005).

Moyens de lutte

Lutte chimique

La lutte doit être curative et préventive. Seuls des insecticides de synthèse permettent aujourd'hui de détruire œufs et larves dans les stipes et de soigner beaucoup d'arbres, même très attaqués, dès lors que les matières actives et leurs usages ont été validés pour leur efficacité. La destruction systématique des arbres n'est pas une nécessité. Sur le terrain, les organo-phosphorés, carbamates et organochlorés anciens (monocrotophos, carbaryl, fenthion, trichlorphon, monocrotophos, dichlorvos...) et le phosphure d'aluminium, fumigant, sont efficaces contre les stades pré-imaginaux. Ces produits, le fipronil, l'azynphos-méthyle et le chlorpyrifos-éthyle tuent les adultes et préviennent les pontes en pulvérisation. Le carbaryl, le diazinon et le fénitrothion sont efficaces contre les œufs et larves par injection dans le stipe, comme l'imidaclopride appliqué par irrigation en Espagne, en Israël, et dans les pays du Golfe (Martín Molina et Cabello García, 2005; Soroker *et al.*, 2005). Ce dernier n'est guère actif par application foliaire. Des formulations modernes de certaines de ces matières actives montrent une efficacité accrue (Llácer *et al.*, 2010). Injection dans les stipes et absorption racinaire paraissent aujourd'hui les meilleurs modes d'application pour soigner les palmiers infestés en limitant les risques environnementaux. En respectant un protocole strict, l'injection n'entraîne ni traumatisme ni pathologie secondaire notoire, bien que l'on manque de recul sur le long terme pour une pratique répétée dans nos régions. On ne rapporte enfin aucun effet notable de substances naturelles telles que la toxine de *Bacillus thuringiensis* (Bt) ou l'huile de Neem.

Lutte biologique et mécanique

Très peu d'ennemis naturels des *Rhynchophorus* sont décrits, et en particulier aucun parasitoïde qui régulerait les populations naturelles de CRP dans leur berceau d'origine. Des nématodes *Steinernematidae* et *Heterohabditidae* et des champignons des genres *Beauveria* et *Metarhizium* sont les principaux régulateurs cités et évalués. Seule la nymphe et l'adulte qui vivent en périphérie du stipe peuvent être naturellement et facilement au contact de ces pathogènes qui sont telluriques et très sensibles à la déshydratation pour la plupart. Cela explique pourquoi peu de résultats de terrain probants ont été rapportés, et que peu d'études aient fait l'objet de développement, notamment en zone très aride. L'amélioration des préparations à base de nématodes du genre *Steinernema* et des procédures pour leur utilisation a permis de bien contrôler le CRP à petite échelle en Europe et d'envisager une alternative efficace à l'emploi exclusif d'insecticides de synthèse (Dembilio *et al.*, 2009). La recherche de souches et de préparations capables de bien migrer dans les stipes après injection, à défaut d'être dotées de propriétés systémiques, reste une piste à creuser pour accroître ces possibilités récentes de lutter contre le CRP par des moyens réellement respectueux de l'environnement.

Comme nous l'avons vu précédemment, le palmier des Canaries a une valeur économique et paysagère considérable et il est très sensible au CRP. L'attaque se concentre à la périphérie de la couronne à son début. Le coût d'élimination de tels palmiers est très élevé. Exiger l'élimination de palmiers faiblement touchés est vite apparu inapplicable sinon inapplicable, et clairement impopulaire et contre-productive en Europe. Aussi a été testée la technique de curetage sanitaire, initiée en Italie comme moyen de confirmer la présence du ravageur et d'éliminer les petits foyers mis à nu lors de cette opération qui permet *a priori* de sauver le palmier touché. La technique consiste à découper l'ensemble des palmes portant des traces de galeries larvaires en éliminant les tissus attaqués autant que nécessaire en préservant rigoureusement l'apex de la plante qui lui permet

de poursuivre sa croissance. Si une attaque trop profonde qui compromet la survie du palmier est observée, la plante est détruite. Les tissus taillés sont systématiquement protégés par application d'insecticides et d'antifongiques pour protéger le palmier jusqu'à cicatrisation complète. De nouvelles palmes poussent et se déploient après l'opération. Selon la sévérité de l'infestation, l'arbre retrouve un feuillage complet et une morphologie normale l'année qui suit le traitement ou la suivante. Le taux de succès de cette opération s'est confirmé depuis 2007 en Italie et Espagne. Il permet de sauver des arbres de forte valeur à moindre coût, sans générer des volumes de déchets excessifs dont le traitement est aussi problématique (Ferry et Gómez, 2008).

Conclusion

Le CRP apparaît comme un envahisseur tropical du milieu méditerranéen. Depuis quinze ans, ses dégâts sont considérables et son expansion est très mal contrôlée. Les mesures de quarantaine européenne entrées en vigueur tardivement n'ont pas permis d'empêcher qu'il soit disséminé très largement. L'absence de mesures techniques simples, bon marché, validées par l'expérience et conformes à la réglementation a beaucoup retardé une gestion efficace des populations et les efforts néanmoins déployés n'ont eu que peu d'impact. Si les travaux récents et en cours répondent à une partie de ces problèmes, il est à craindre que l'ampleur des dommages n'apparaisse catastrophique prochainement, en particulier pour les collectivités locales qui ont investi dans les palmiers. Malgré les progrès en cours, la lutte contre le CRP reste très délicate et très onéreuse à large échelle. Il est donc primordial d'anticiper une infestation des zones encore exemptes et d'affiner les protocoles de gestion des foyers adaptés aux espèces de palmier touchées et aux situations propres à l'Europe (espaces verts, pépinières) et aux palmeraies fruitières (Maghreb, Moyen-Orient). Une recherche appliquée en amont est indispensable pour améliorer les connaissances sur la relation entre l'insecte et le palmier, l'efficacité du piégeage olfactif et pour travailler à la mise au point de nouveaux outils de détection précoce (détection

sonore, nez électroniques, rayonnement foliaire, tests à partir de marqueurs biochimiques ou génétiques de l'infestation). Enfin, une réflexion sur l'usage des palmiers ou d'autres essences arborées exotiques et sur la sécurisation de leur importation pour les espaces verts des villes méditerranéennes est aussi nécessaire, car l'apparition de nouveaux problèmes sanitaires sur ces plantes est à craindre.

LE PUCERON DU SOJA EN AMÉRIQUE DU NORD, *APHIS GLYCINES*

Historique de l'invasion

Le puceron du soja, *Aphis glycines* (Hemiptera, Aphididae), est natif d'Asie, où il est un ravageur occasionnel du soja, *Glycine max* (Fabaceae) et peut être aussi rencontré sur des sojas sauvages (*Glycine* sp.) (Liu *et al.*, 2004). En Amérique du Nord, *A. glycines* a été observé pour la première fois pendant l'été 2000 simultanément dans 10 États du nord des États-Unis (Ragsdale *et al.*, 2011; Venette et Ragsdale, 2004). En 2007, il est présent dans 22 États des États-Unis ainsi que dans 3 provinces du Canada (Ragsdale *et al.*, 2011; Ragsdale *et al.*, 2007). Le puceron est cause de préjudices économiques essentiellement au nord des États-Unis et au Canada, et il semble que des températures estivales élevées limitent son expansion dans le sud des États-Unis (McCornack *et al.*, 2004). Il est possible qu'il soit apparu en Amérique du Nord avant 2000, mais sa présence n'avait pas été remarquée en raison de populations non préjudiciables à la culture du soja. *A. glycines* a notamment été observé sur soja en Australie en 1999 et 2000. Les dommages sur soja dans ce continent sont faibles, alors qu'en Amérique du Nord ce puceron est devenu le plus important ravageur de cette culture, avec des pertes de rendement supérieures à 100 millions de dollars par an (Ragsdale *et al.*, 2007).

Biologie et écologie du puceron en Amérique du Nord

Le puceron du soja a un développement de type hétéroecique holocyclique, c'est-à-dire qu'il présente dans son cycle de développement une

alternance de formes asexuées (parthénogenèse) en été et une reproduction sexuée en automne. La reproduction sexuée a lieu lorsque les formes ailées sexuelles volent du soja, hôte secondaire, à une plante ligneuse pérenne comme le nerprun, *Rhamnus* spp. (Rhamnaceae), hôte primaire, où les accouplements ont lieu et les œufs hivernants sont pondus (Ragsdale *et al.*, 2004). En Asie, le puceron utilise *R. davurica* et *R. japonica* comme hôtes primaires (Wu *et al.*, 2004). Au printemps, plusieurs générations parthénogénétiques sont initiées à partir des femelles issues des œufs hivernants, les formes ailées apparaissent et le puceron migre alors de l'hôte primaire aux hôtes secondaires qui, en Amérique du Nord, se limitent au soja. Aucun des hôtes primaires d'Asie n'est présent en Amérique du Nord, cependant le puceron est capable d'utiliser une espèce invasive de nerprun en provenance d'Europe (*R. cathartica*) comme hôte primaire pendant l'hiver (Bahlai *et al.*, 2007; Voegtlin *et al.*, 2005). *R. cathartica* s'étend du nord des États-Unis jusqu'au Canada. Une autre espèce de *Rhamnus*, *R. alnifolia*, peut également servir d'hôte primaire (Yoo *et al.*, 2005), cependant son aire de distribution est beaucoup plus réduite que celle de *R. cathartica*. Il est important de noter que ce puceron invasif originaire d'Asie est capable de survivre en Amérique du Nord en utilisant un hôte primaire invasif provenant d'Europe et un hôte secondaire (le soja) provenant d'Asie.

Les conditions environnementales favorables au développement du puceron du soja correspondent à des températures comprises entre 20 et 28 °C, à une faible humidité limitant ainsi la croissance de champignons entomopathogènes, et à de faibles précipitations (les fortes pluies faisant chuter les pucerons des plantes). La température optimale de croissance est de 28 °C et en laboratoire la population peut être doublée dans ces conditions après 1,3 jour (McCornack *et al.*, 2004). Au champ, il faut compter 2,4 jours, et en moyenne 6,8 jours pendant la phase de croissance du soja, et donc 18 générations peuvent avoir lieu pendant la phase de croissance de la plante.

Actuellement, le puceron n'est pas fréquemment rencontré dans les zones de production du soja les plus méridionales d'Amérique du Nord (Venette et Ragsdale, 2004). Cela est peut-être dû à la fois à un manque d'hôte pendant l'hiver, puisque *R. cathartica* n'est pas présent dans ces zones, ou à de plus fortes températures estivales défavorables à leur croissance (McCornack *et al.*, 2004; McCornack *et al.*, 2005). Cependant, le puceron du soja est originaire des zones subtropicales d'Asie dont les conditions climatiques sont proches de celles rencontrées dans la partie centrale du sud des États-Unis, une expansion de l'aire de distribution du puceron est donc possible dans les années à venir.

Les dégâts causés et le seuil de préjudice économique

En Amérique du Nord, *A. glycines* colonise le soja dès sa germination (vers fin mai). Pendant la phase végétative, les colonies de pucerons sont rencontrées particulièrement aux points de croissance de la plante : au niveau de la tige, des pétioles et des tri-folioles en maturation (jeunes feuilles). De nombreux travaux menés en Amérique du Nord et en Asie montrent que la colonisation des jeunes stades végétatifs de soja par les pucerons induit de faibles pertes de rendements. Les pertes sont essentiellement causées par une colonisation massive des plantes pendant les stades de reproduction de la plante, car de fortes infestations provoquent l'avortement des gousses (Beckendorf *et al.*, 2008; Myers *et al.*, 2005). Une cause des dégâts réside aussi dans la transmission de virus par les pucerons (Burrows *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2006). Les pertes de rendement peuvent aller jusqu'à 50 % (Ragsdale *et al.*, 2007) et on estime que depuis 2001, le puceron du soja a coûté plus d'un milliard de dollars aux agriculteurs nord-américains.

Un seuil de préjudice économique a été développé et est applicable pour les États d'Amérique du Nord. Ce seuil est actuellement de 250 pucerons par plante avec plus de 80 % de plantes infestées, et suppose que les populations doublent en moins de 7 jours et que le niveau de

préjudice économique soit de 674 pucerons par plante (Ragsdale *et al.*, 2007). Le seuil économique n'est pas applicable à tous les stades de la culture (uniquement du stade R1 au stade R5 (Herman, 1988). Généralement, les populations de pucerons diminuent naturellement à la fin du stade R6, principalement à cause de facteurs environnementaux (réduction du jour et basses températures nocturnes) qui induisent le développement de formes sexuées. Ces pucerons quittent alors le soja pour migrer vers *R. cathartica* où les femelles déposent les œufs hivernants.

Les ennemis naturels

En tant que ravageur exotique, le puceron du soja a envahi l'Amérique du Nord sans le cortège d'ennemis naturels présents dans sa zone d'origine, l'Asie. Depuis 2000, de nombreux prédateurs indigènes d'Amérique du Nord ont cependant été mis en évidence comme d'importants facteurs de mortalité du puceron du soja (Costamagna *et al.*, 2008; Desneux *et al.*, 2006; Fox *et al.*, 2005; Ragsdale *et al.*, 2011; Rutledge *et al.*, 2004; Schmidt *et al.*, 2008). Deux prédateurs clefs ont été identifiés en Amérique du Nord : la punaise prédatrice *Orius insidiosus* (Hemiptera, Anthrenidae) (Brosius *et al.*, 2007; Desneux *et al.*, 2006; Harwood *et al.*, 2007), et une espèce de coccinelle exotique d'Asie, *Harmonia axyridis* (Coleoptera, Coccinellidae) (Costamagna *et al.*, 2008; Rhainds *et al.*, 2007). D'autres espèces de coccinelles sont aussi présentes en champs de soja (Costamagna *et al.*, 2008; Fox *et al.*, 2005), mais leur impact sur le puceron est plus faible. Des études récentes ont démontré que certains facteurs pouvaient être manipulés afin d'accroître l'impact des prédateurs sur le puceron. Par exemple, la présence de proies alternatives et un accroissement de diversité végétale peuvent augmenter l'impact global d'*O. insidiosus* sur la croissance des populations du puceron (Butler et O'Neil, 2007, 2008; Desneux et O'Neil, 2008; Lundgren *et al.*, 2009).

Les Hyménoptères parasitoïdes de pucerons, bien qu'ils soient présents en champs de soja (Kaiser *et al.*, 2007; Pike *et al.*, 2007), parasitent très faiblement le puceron (faible taux de parasi-

tisme). En effet, il est rare de trouver des pucerons parasités en Amérique du Nord, alors qu'en Asie, ils ont des ennemis naturels très importants qui régulent significativement les populations de ce puceron. Il est par exemple fréquent d'avoir plus de 40 % de pucerons du soja parasités en Chine (Miao *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2004). Un programme de lutte biologique classique¹⁰ a été initié en 2001 avec la collecte de parasitoïdes du puceron du soja en Chine, au Japon et en Corée (Heimpel *et al.*, 2004). En 2007, des études menées en quarantaine sur ces parasitoïdes (université du Minnesota et laboratoire de USDA-ARS du Delaware) ont permis de montrer que l'espèce *Binodoxys communis* (Hymenoptera, Braconidae) ne présente pas de risque pour les espèces de pucerons natifs d'Amérique du Nord (Desneux *et al.*, 2009a; Wyckhuys et Heimpel, 2007; Wyckhuys *et al.*, 2007; Wyckhuys *et al.*, 2008a; Wyckhuys *et al.*, 2008 b). Ce parasitoïde a donc été relâché dans 5 États des États-Unis pendant l'été (Dakota du Sud, Illinois, Indiana, Minnesota, Wisconsin). L'évaluation de ce programme de lutte biologique est en cours, avec un suivi continu de l'établissement de *B. communis* en Amérique du Nord. D'autres espèces de parasitoïdes du puceron du soja sont actuellement en cours d'évaluation pour estimer leur innocuité vis-à-vis des espèces endémiques d'Amérique du Nord (Desneux *et al.*, 2009 b).

Résistance des plantes

Des variétés de soja résistantes au puceron du soja ont été identifiées, et se sont montrées très efficaces vis-à-vis du ravageur lors de tests en serre (variétés Dowling et Jackson). Elles développent un mécanisme de résistance de type antibiose et antixénose (Diaz-Montano *et al.*, 2007; Hesler *et al.*, 2007) (voir Partie 5). Cependant, ces variétés ne peuvent être cultivées que dans les régions du sud des États-Unis, donc dans des régions où le puceron n'est pas encore présent. Un gène de résistance, *Rag1*, a donc été

10. On parle de lutte biologique classique lorsqu'un ennemi naturel exotique est utilisé et introduit dans une région où il n'était pas présent auparavant pour réguler les populations d'un ravageur.

identifié (Hill *et al.*, 2004) puis transféré (*via* un programme d'amélioration variétale conventionnel) dans des variétés communément cultivées dans les régions du nord des États-Unis et du Canada. Cependant, pendant l'été 2006, une souche du puceron du soja capable de contourner la résistance associée au gène *Rag1* a été détectée dans l'État de l'Ohio. Ainsi, il apparaît probable que l'utilisation à grande échelle de variétés de soja ne possédant qu'un seul gène de résistance au puceron n'est promise qu'à un faible avenir, car le développement de biotypes du ravageur capables de contourner la résistance (exemple du *Rag1*) est très probable. Finalement, des études récentes ont identifié de nouvelles variétés de soja présentant des mécanismes de résistance contre le puceron du soja et différents de *Rag1* (Hesler et Dashiell, 2007, 2008; Li *et al.*, 2008; Mian *et al.*, 2008).

Moyens de lutte actuels

Actuellement, la protection des cultures de soja contre *A. glycines* est basée sur l'échantillonnage des champs, l'utilisation du seuil de préjudice économique et les traitements insecticides (Ragsdale *et al.*, 2011; Ragsdale *et al.*, 2007). Une méthode d'échantillonnage préalable efficace aidant à la décision d'un traitement est indispensable pour tous programmes de lutte intégrée¹¹. Compter le nombre de pucerons par plante est un travail long et fastidieux nécessitant jusqu'à plus d'une heure par champ. L'intégration de l'échantillonnage dans le seuil de préjudice économique n'est valide que lorsqu'au moins 30 plantes sont échantillonnées. Pour réduire les temps de comptage, une méthode d'échantillonnage binomiale et séquentielle a été développée (McCornack *et al.*, 2008).

Les premières années de l'invasion, les agriculteurs ont utilisé des insecticides chimiques de

la famille des pyréthriinoïdes et un organophosphate, le chlorpyrifos. Cependant, leur utilisation est onéreuse (traitement par avion obligatoire pour éviter les pertes de rendement liées aux traitements par tracteurs, de l'ordre de 67 kg/ha), ils peuvent affecter les ennemis naturels (Desneux *et al.*, 2007) contrôlant d'autres ravageurs sur soja (Kraiss et Cullen, 2008 a) et ont donc un impact globalement négatif sur la protection intégrée en champs de soja (Johnson *et al.*, 2008). Actuellement, des insecticides néonicotinoïdes sont utilisés plus fréquemment (Magalhaes *et al.*, 2008), notamment par traitement des graines (enrobage des semences). Ces produits s'avèrent très efficaces lors des tests en laboratoire. Cependant, les populations de pucerons sont capables d'atteindre le seuil de préjudice économique au cours de la saison, car le traitement des graines n'apporte pas une protection efficace au-delà de 35 jours après le semis (McCornack et Ragsdale, 2006). Les difficultés à prédire où et quand les populations risquent d'atteindre le seuil de préjudice économique (Costamagna *et al.*, 2007; Onstad *et al.*, 2005) et la capacité des jeunes plantes à supporter de larges populations de pucerons sans perte de rendement plus tard dans la saison suggèrent que l'utilisation de graines traitées avec des néonicotinoïdes est une méthode de protection sans avenir pour la lutte contre le puceron du soja. Par ailleurs, de récentes études ont démontré l'intérêt potentiel d'insecticides botaniques contre le puceron du soja (Isman, 2006; Kraiss et Cullen, 2008a, 2008b).

Futurs risques associés au puceron du soja

Dans les prochaines années, de nouveaux problèmes liés au puceron du soja seront probablement dus :

- à des phénomènes de résistance aux insecticides;
- au développement de biotypes capables de contourner les mécanismes de résistance des plantes;
- à un accroissement de la transmission de virus sur soja, mais peut-être aussi sur d'autres plantes cultivées.

11. La lutte intégrée se définit comme étant la « conception de la protection des cultures dont l'application fait intervenir un ensemble de méthodes satisfaisant les exigences à la fois écologiques, économiques et toxicologiques en réservant la priorité à la mise en œuvre délibérée des éléments naturels de limitation et en respectant les seuils de tolérances ».

De plus, il est probable que l'aire de répartition du puceron continue à s'étendre vers le sud du continent nord-américain, notamment via l'apparition de nouveaux biotypes mieux adaptés aux conditions subtropicales (certains biotypes asiatiques notamment) (Kim *et al.*, 2008).

Conclusions

Le puceron du soja représente la contrainte majeure de la culture du soja en Amérique du Nord (États-Unis et Canada). Des stratégies à long terme, utilisant des plantes résistantes et la lutte biologique classique et par favorisation, apparaissent avoir un fort potentiel pour lutter efficacement et durablement contre ce puceron. Cependant, avant que ces stratégies ne soient largement disponibles et efficaces, les agriculteurs doivent compter actuellement sur l'échantillonnage pour détecter les seuils de préjudices économiques et sur les moyens conventionnels de protection des cultures. Une étude récente a notamment démontré que les méthodes de protection actuelles devraient pouvoir permettre aux agriculteurs d'économiser environ

1,3 milliard de dollars au cours des 15 prochaines années.

LES CICADELLES ET COCHENILLES

Les Hémiptères constituent le groupe majoritaire parmi les insectes exotiques en agriculture, et ce quel que soit le continent. En Europe, ils représentent entre 34 % et 64 % des espèces introduites, toutes cultures confondues (Sforza, 2008 a; Smith *et al.*, 2007; Streito et Martinez, 2005). Cela concerne principalement les cochenilles, les cicadelles et les pucerons, tous des insectes piqueurs suceurs de sève, et potentiellement vecteurs d'agents phytopathogènes, d'où leur grande nuisibilité aux cultures. Si l'on prend l'exemple de la vigne en Europe, au cours des 150 dernières années, ce sont 13 espèces d'insectes exotiques qui sont citées comme nuisibles, dont les 2/3 sont des Hémiptères, répartis en 75 % de cicadelles et 25 % de pucerons (tabl. 3-2) (Sforza, 2008a). Parmi ces derniers, près de 90 % ont pour origine l'Amérique du Nord. Ici sont présentés 3 exemples d'Hémiptères invasifs sur 3 continents et 3 cultures différents.

Tableau 3-2 – Liste des espèces d'Hémiptères invasifs sur la vigne en Europe (adapté de Sforza, 2008 a).

Espèce	Famille	Origine	1 ^{er} signalement en Europe (pays)	1 ^{er} signalement en France	Dégât, nuisibilité en 2008	Vecteur (agent vecté)
<i>Jacobiasca lybica</i>	Cicadellidae	Afrique	1962 (Italie)	Non signalé	Direct-indirect/++	Oui (virus)
<i>Erasmoneura vulnerata</i>	Cicadellidae	Amérique du Nord	2004 (Italie)	Non signalé	Direct/+	?
<i>Scaphoideus titanus</i>	Cicadellidae	Amérique du Nord	~1958 (France)	~1958	Indirect/+++	Oui (phytoplasme)
<i>Metcalfa pruinosa</i>	Flatidae	Amérique du Nord	1979 (Italie)	1986	Direct/++	Non
<i>Anacalonia conica</i>	Anacaloniidae	Amérique du Nord	2003 (Italie)	Non signalé	Direct/++	?
<i>Stictocephala bisonia</i>	Membracidae	Amérique du Nord	~1870-80 (?)	~1920	Direct/+	Non
<i>Daktulosphaira vitifoliae</i>	Phylloxeridae	Amérique du Nord	1863	1863	Direct/non	Non
<i>Aphis illinoisensis</i>	Aphididae	Amérique du Nord	2003 (Turquie)	Non signalé	Direct /+	?

***Scaphoideus titanus* (Hemiptera, Cicadellidae)**

Cette espèce est hautement invasive en Europe sur la vigne. Originaires de la zone des grands lacs d'Amérique du Nord, *S. titanus* fut signalée pour la première fois en Gironde en 1958. À présent, on la connaît de tous les vignobles français à l'exception de ceux de Champagne et d'Alsace (Sforza, 2008 b). En Europe, cette espèce est globalement distribuée autour du 45^e parallèle depuis le nord du Portugal jusqu'en Autriche. Cependant, dans le contexte d'un réchauffement climatique, on peut s'attendre à une expansion vers le nord, avec une intrusion dans le vignoble allemand. Cette propension de *S. titanus* confirme la grande plasticité de cet insecte à s'adapter à des conditions écologiques, pédologiques et climatiques différentes. Cette cicadelle n'est pas un ravageur primaire, mais un insecte vecteur de phytoplasmes (groupe de la jaunisse de l'orme) qui vont se multiplier dans le cep contaminé, entraînant le développement de la flavescence dorée de la vigne, maladie de quarantaine. La maladie entraîne à court terme la mort du cep. La flavescence dorée a un fort impact économique partout



Scaphoideus titanus (© Inra Dijon).

où elle est présente, avec des incidences de 80 % à 100 % de ceps contaminés par parcelle durant les épisodes épidémiques. Seules des méthodes de lutte chimique contre l'insecte et de prophylaxie permettent de réduire la pression et l'extension de la maladie.

***Homalodisca vitripennis* (Hemiptera, Cicadellidae)**

Homalodisca vitripennis est une grosse cicadelle de 12 mm de long au stade adulte, indigène du sud-est des États-Unis (Texas) et du Mexique. Elle a envahi la Californie au début des années 1990, puis la Polynésie française dès 1999 (Tahiti), avec une prolifération spectaculaire dans l'archipel de la Société, puis vers l'archipel des Marquises en 2004, et celui des Australes en 2005 (Grandgirard *et al.*, 2006). Elle vit sur plus d'une centaine de plantes hôtes sauvages et cultivées. L'espèce présente jusqu'à 8 générations en Polynésie française, où elle induit d'importantes nuisances par l'abondance des populations sur les végétaux d'ornement et d'alignement. En effet, les insectes excrètent de grandes quantités de miellat sur les personnes et les véhicules. Le statut de ravageur de cette cicadelle est différent en Californie, où elle est vectrice de la bactérie *Xylella fastidiosa* (Xanthomonadales, Xanthomonadaceae), responsable de la maladie de Pierce sur la vigne.

La lutte biologique constitue une stratégie majeure de lutte en Polynésie française. Pour cela, le choix s'est porté sur des Hyménoptères parasitoïdes d'œufs (Mymaridae), qui ont été relâchés avec succès.

La cochenille, *Phenacoccus manihoti*

La cochenille farineuse, *Phenacoccus manihoti* (Hemiptera, Pseudococcidae), fut introduite depuis l'Amérique du Sud vers l'Afrique tropicale (Congo, Zaïre) dans les années 1970, et, de par l'absence de ses ennemis naturels sur le continent africain, elle a pu coloniser près de 25 pays, du Sénégal au Malawi (Neuenschwander et Herren, 1988). C'est un important ravageur du manioc par la pression de ses fortes populations (reproduction parthénogénétique) dont l'activité d'affaiblissement

s'effectue par les prélèvements de sève phloémienne. Les dégâts s'observent chaque année en saison sèche (Calatayud et Le Ru, 2006). La dispersion de l'espèce en Afrique se fait principalement par le commerce des boutures de manioc.



La cochenille farineuse *Phenacoccus manihoti*
(© IRD/B. Le Ru).

En Afrique, sur manioc en zones humides, le contrôle des populations de cette cochenille a été mené avec un succès inégal par les méthodes de lutte biologique avec l'introduction d'un Hyménoptère endoparasite (Encyrtidae) indigène de l'aire d'origine de la cochenille. Un autre exemple de lutte biologique contre une farineuse invasive, *Planococcus ficus*, est traité dans la partie 8.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abgrall J.F. et Soutrenon A. - 1991, *La forêt et ses ennemis*. (3^e édition) CEMAGREF, Grenoble.
- Adachi I. - 1990, Population studies of *Anoplophora malasiaca* adults (Coleoptera: Cerambycidae) in a *Citrus* grove. *Research on Population Ecology*, 32, 15-32.
- Adandonon A., Vayssières J.-F., Sinzogan A. et Van Mele P. - 2009, Density of pheromone sources of the weaver ant *Oecophylla longinoda* affects oviposition behaviour and damage by mango fruit flies (Diptera Tephritidae). *International Journal of Pest Management*, 55, 285-292.
- Aguilar J., Pralavorio R., Rabasse J.M. et Mouton R. - 1977, Introduction en France du tigre du platane : *Corythucha ciliata* (Say) (Hét. Tingidae). *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 82, 2-6.
- Alon M., Benting J., Lueke B., Ponge T., Alon F. et Morin S. - 2006, Multiple origins of pyrethroid resistance in sympatric biotypes of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae). *Insect Biochemistry and Molecular Biology*, 36, 71-79.
- Alvarado J., Ortega E. et Acevedo J. - 1992, Evaluación de la densidad de trampas de feromonas en la captura de la polilla centroamericana de la Papa (*Tecia solanivora* Povolny). *Revista Latinoamericana de la Papa*, 5/6, 77-88.
- Alwood A.J., Yang E., Quilici S. et McInnis D. - 2002, Report of the review of the Carambola Fruit Fly Program. Technical Advisory Committee of the Regional Carambola Fruit Fly Program, Republic of Guyana, Suriname, French Guiana and Brazil.
- Anonyme - 2007, Red Palm Weevil, *Rhynchophorus ferrugineus*, in Malta. *Gazzetta tal-Gvern ta' Malta*.
- Appel D.N., Kurdyla T. et Lewis Jr R. - 2007, *Nitidulid* as vectors of the oak wilt fungus and other *Ceratocystis* spp. in Texas. *European Journal of Forest Pathology*, 20, 412-417.
- Araque M.C.T. - 1996, 'El gusano guatemalteco de la papa *Tecia solanivora* (Povolny) y su manejo' dans Robayo, G., *Papas colombianas con el mejor entorno ambiental Comunicaciones y Asociados*, Comunicaciones y Asociados Ltda, Santafé de Bogotá.
- Arzone A. - 1984, Preliminary report on natural enemies of *Corythucha ciliata* (Say) in Italy. *Bulletin of the International Union of Biological Sciences, West Palaearctic Regional Section*, 9, 34.
- Bahlai C.A., Welsman J.A., Schaafsma A.W. et Sears M.K. - 2007, Development of soybean aphid (Homoptera: Aphididae) on its primary overwintering host, *Rhamnus cathartica*. *Environmental Entomology*, 36, 998-1006.
- Bailey N.S. - 1951, The Tingidae of New England and their biology. *Entomologica Americana*, 31, 1-140.
- Barragán A., Pollet A. et Onore G. - 2004, La teigne du Guatemala en Équateur. Comprendre une invasion biologique réussie outre-Atlantique pour la prévenir en Europe. *Phytoma La défense des végétaux*, 569, 52-54.
- Barragán A. et Zeddad J.-L. - 2005, Los virus de insectos, un componente olvidado de la biodiversidad ecuatoriana. *Nuestra Ciencia*, 7, 9-12.
- Barranco P., de la Peña J. et Cabello T. - 1996, El picudo rojo de las palmeras, *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier), nueva plaga en Europa (Coleoptera: Curculionidae). *Phytoma España*, 76, 36-40.
- Barreto N., Espitia E., Galindo R., Gordo E., Cely L., Sánchez J. et López-Ávila A. - 2003, Estudios de fluctuación de la población de *Tecia solanivora* Povolny, (Lepidoptera: Gelechiidae) en tres intervalos de altitud en Cundinamarca y Boyacá. CEVIPAPA, Bogotá.
- Bayart J.D., Wilson V., Salin D. et Reynaud P. - 2001, Bilan des filières trouvées contaminées lors des contrôles réalisés en France. *Phytoma La défense des végétaux*, 435, 45-46.
- Beckendorf E.A., Catangui M.A. et Riedell W.E. - 2008, Soybean aphid feeding injury and soybean yield, yield components, and seed composition. *Agronomy Journal*, 100, 237-246.
- Bedford I.D., Briddon R.W., Brown J.K., Rosell R.C. et Markham P.G. - 1994, Geminivirus transmission and

- biological characterization of *Bemisia tabaci* (Gennadius) biotypes from different geographic regions *Annals of Applied Biology*, 125, 311-325.
- Bellows T.S., Perring T.M., Gill R.J. et Headrick D.H. - 1994, Description of a species of *Bemisia* (Homoptera: Aleyrodidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 87, 195-206.
- Bielza P., Gauthier N., Gilioli G., Grégoire J.-C., Janssen D., Karadjova O. E., Navajas M., van Lenteren J. C., Pasquali S., Schans J., Urbaneja A. and Stephan Winter. - 2013, Scientific Opinion on the risks to plant health posed by *Bemisia tabaci* species complex and viruses it transmits for the EU territory. *EFSA Journal* 2013,11(4) : 3162 [302 pp.] doi:10.2903/j.efsa.2013.3162.
- Bin F. - 1968, La diffusione della *Corythucha ciliata* Say, Tingide neartico del Platano, nel Nord Italia. *Bolletino di Zoologia Agraria e Bachicoltura*, 2, 123-131.
- Bird J. - 1957, A whitefly-transmitted mosaic of *Jatropha gossypifolia*. *Technical Paper, Agricultural Experiment Station, University of Puerto Rico*, 22, 1-35.
- Boavida C. et da Franca M.F. - 2008, *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier, 1790) (Coleoptera: Curculionidae: Dryophthoridae), an exotic weevil recently introduced into Portugal. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 42, 425-426.
- Bonato O., Lurette A., Vidal C. et Fargues J. - 2007, Modeling temperature-dependent bionomics of *Bemisia tabaci* (Q- biotype). *Physiological Entomology*, 32, 50-55.
- Boykin L.M., Shatters Jr R.G., Rosell R.C., McKenzie C.L., Bagnall R.A., De Barro P. et Fröhlich D.R. - 2007, Global relationships of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) revealed using Bayesian analysis of mitochondrial COI DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 44, 1306-1319.
- Brosius T.R., Higley L.G. et Hunt T.E. - 2007, Population dynamics of soybean aphid and biotic mortality at the edge of its range. *Journal of Economic Entomology*, 100, 1268-1275.
- Brown J.K. - 2007, 'The *Bemisia tabaci* complex: genetic and phenotypic variation and relevance to TYLCV-vector interactions' dans Czosnek, H., *Tomato Yellow Leaf Curl Virus Disease*, Springer, Dordrecht.
- Brown J.K., Fröhlich D. et Rosell R. - 1995, The sweet-potato or silverleaf whiteflies: biotypes of *Bemisia tabaci* or a species complex? *Annual Review of Entomology*, 40, 511-534.
- Burrows M.E.L., Boerboom C.M., Gaska J.M. et Grau C.R. - 2005, The relationship between *Aphis glycines* and Soybean mosaic virus incidence in different pest management systems. *Plant Disease*, 89, 926-934.
- Butler C.D. et O'Neil R.J. - 2007, Life history characteristics of *Orius insidiosus* (Say) fed diets of soybean aphid, *Aphis glycines* Matsumura and soybean thrips, *Neohydatothrips variabilis* (Beach). *Biological Control*, 40, 339-346.
- Butler C.D. et O'Neil R.J. - 2008, Voracity and prey preference of insidious flower bug (Hemiptera: Anthocoridae) for immature stages of soybean aphid (Hemiptera: Aphididae) and soybean thrips (Thysanoptera: Thripidae). *Environmental Entomology*, 37, 964-972.
- Calatayud P.-A. et Le Ru B. - 2006, *Cassava-mealybug interactions*. IRD Editions, Paris.
- Carter W. - 1973, *Insects in relation to plant disease*. John Wiley & Sons, New York.
- Cavey J.F., Hoebeke E.R., Passoa S. et Lingafelter S.W. - 1998, A new exotic threat to North American hardwood forests: an asian longhorned beetle, *Anoplophora glabripennis* (Motschulsky) (Coleoptera: Cerambycidae). I. Larval description and diagnosis. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 100, 373-381.
- Chapin E., Lacordaire A.I., Prieto L. et Cazenave V. - 2006, Le Tigre du platane. Quelles pistes pour une PBI? FREDON PACA.
- Chauvel G. - 1988, Le tigre, grave ravageur du Platane en France. *Phytoma La défense des végétaux*, 401, 46-50.
- Chu D., Zhang Y.J., Brown J.K., Cong B., Xu B.Y., Wu Q.J. et Zhu G.-R. - 2006, The introduction of the exotic Q biotype of *Bemisia tabaci* from the mediterranean region into China on ornamental crops. *Florida Entomologist*, 89, 168-174.
- Cocquemont C. et Hérard F. - 2003, Les *Anoplophora* : un danger pour la pépinière et les espaces verts. *PHM-Revue Horticole*, 449, 28-33.
- Collectif - 2006, *Actes de la 1^{re} Journée Internationale sur le Charançon Rouge des Palmiers, novembre 2005, Moncada, Espagne. (En anglais et espagnol)*. Ed. Agroalimed et Generalitat Valenciana, Espagne, ISBN : 84-690-1742-X. 180 p.
- Colombo M. et Limonta L. - 2001, *Anoplophora malasiaca* Thomson (Coleoptera Cerambycidae, Lamiinae, Lamiini) in Europe. *Bolletino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura*, 33, 65-68.
- Corredor D. et Flores E. - 2003, 'Estudios básicos de biología y comportamiento de la polilla guatemalteca de la papa en un area piloto en el municipio de villapísón. Conférence II Taller Internacional de Polilla Guatemalteca, Quito, Équateur.
- Costamagna A.C., Landis D.A. et Brewer M.J. - 2008, The role of natural enemy guilds in *Aphis glycines* suppression. *Biological Control*, 45, 368-379.
- Costamagna A.C., van der Werf W., Bianchi F.J.J.A. et Landis D.A. - 2007, An exponential growth model with decreasing r captures bottom-up effects on the population growth of *Aphis glycines* Matsumura (Hemiptera: Aphididae). *Agricultural and Forest Entomology*, 9, 297-305.
- Crone L.J. et Bachelder S. - 1961, Insect transmission of canker stain fungus, *Ceratocystis f. platani*. *Phytopathology*, 51, 576.

- Dalmon A., Halkett F., Granier M., Delatte H. et Peterschmitt M. - 2008, Genetic structure of the invasive pest *Bemisia tabaci*: evidence of limited but persistent genetic differentiation in glasshouse populations. *Heredity*, 100, 316-325.
- Dangles O., Carpio C., Barragan A., Zeddami J.-L. et Silvain J.-F. - 2008, Temperature as a key driver of ecological sorting among invasive pest species in the tropical Andes. *Ecological Applications*, 18, 1795-1809.
- De Barro P.J. - 1995, *Bemisia tabaci* biotype B: a review of its biology, distribution and control. *CSIRO technical paper*, 36, 1-58.
- De Barro P.J. et Hart P.J. - 2000, Mating interactions between two biotypes of the whitefly, *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) in Australia. *Bulletin of Entomological Research*, 90, 103-112.
- De Barro P.J., Liu S.S., Boykin L.M. and Dinsdale A.B. - 2011, *Bemisia tabaci*: a statement of species status. *Annual Review of Entomology*, 56, 1-19.
- Delatte H., Reynaud B., Granier M., Thornary L., Lett J., Goldbach R. and Peterschmitt M. - 2005, A new silver-leaf inducing biotype Ms of *Bemisia tabaci* (Hemiptera, Aleyrodidae) indigenous to the islands of the south west Indian Ocean. *Bulletin of Entomological Research*, 95, 29-35.
- De Meyer M., Mohamed S. et White I.M. - 2007, Invasive Fruit Fly Pests in Africa. A diagnostic tool and information reference for the four Asian species of fruit fly that have become accidentally established as pests in Africa including the Indian Ocean Islands. <http://www.africamuseum.be/fruitfly/AfroAsia.htm>.
- De Meyer M., Robertson M.P., Mansell M.W., Ekesi S., Tsuruta K., Mwaiko W., Vayssières J.-F. et Peterson A.T. - 2010, Ecological niche and potential geographic distribution of the invasive fruit fly *Bactrocera invadens* (Diptera Tephritidae). *Bulletin of Entomological Research*, 100, 35-48.
- De Meyer M., Robertson M.P., Peterson A.T. et Mansell M.W. - 2008, Ecological niche and potential geographic distribution of Mediterranean fruit fly (*Ceratitis capitata*) and Natal fruit fly (*Ceratitis rosa*). *Journal of Biogeography*, 35, 270-281.
- Delvare G., Bon M.-C., Hérard F., Cocquempot C., Maspero M. et Colombo M. - 2004, Description of *Aprostocetus anoplophorae* sp. n. (Hymenoptera, Eulophidae), a new egg parasitoid and a candidate for the biological control of the invasive pest *Anoplophora chinensis* (Förster) (Coleoptera, Cerambycidae). *Annales de la Société Entomologique de France*, 40, 227-233.
- Dembilio O., Llacer E., Martínez de Alube M.M. et Jacas J.A. - 2009, Field efficacy of imidacloprid and *Steinernema carpocapsae* in a chitosan formulation against the red palm weevil *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Curculionidae) in *Phoenix canariensis*. *Pest Management Science*, 66, 365-370.
- Denholm I., Cahill M., Byrne F.J. et Devonshire A.L. - 1996, 'Progress with documenting and combating insecticide resistance in *Bemisia*' dans Gerling, D. et Mayer, R.T., *Bemisia: 1995 Taxonomy, biology, damage, control and management*, Intercept, Andover.
- Desneux N., Barta R.J., Hoelmer K., Hopper K.R. et Heimpel G.E. - 2009a, Multifaceted determinants of host specificity in an aphid parasitoid. *Oecologia*, 160, 387-398.
- Desneux N., Decourtye A. et Delpuech J.M. - 2007, The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology*, 52, 81-106.
- Desneux N., O'Neil R.J. et Yoo H.J.S. - 2006, Suppression of population growth of the soybean aphid, *Aphis glycines* Matsumura, by predators: the identification of a key predator and the effects of prey dispersion, predator abundance, and temperature. *Environmental Entomology*, 35, 1342-1349.
- Desneux N. et O'Neil R.J. - 2008, Potential of an alternative prey to disrupt predation of the generalist predator, *Orius insidiosus*, on the pest aphid, *Aphis glycines*, via short-term indirect interactions. *Bulletin of Entomological Research*, 98, 631-639.
- Desneux N., Starý P., Delebecque C.J., Gariepy T.D., Barta R.J., Hoelmer K.A. et Heimpel G.E. - 2009b, Cryptic species of parasitoids attacking the soybean aphid, *Aphis glycines* Matsumura (Hemiptera: Aphididae), in Asia: *Binodoxys communis* Gahan and *Binodoxys koreanus* Starý sp. n. (Hymenoptera: Braconidae: Aphidinae). *Annals of the Entomological Society of America*, 102, 925-936.
- Diaz-Montano J., Reese J.C., Louis J., Campbell L.R. et Schapaugh W.T. - 2007, Feeding behavior by the soybean aphid (Hemiptera: Aphididae) on resistant and susceptible soybean genotypes. *Journal of Economic Entomology*, 100, 984-989.
- Dinsdale A., Cook L., Riginos C., Buckley Y.M. et De Barro P. - 2010, Refined global analysis of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Sternorrhyncha: Aleyrodidae: Aleyrodidae) mitochondrial Cytochrome oxidase I to identify species level genetic boundaries. *Annals of the Entomological Society of America*, 103, 196-208.
- Drew R.A.I., Tsuruta T. et White I.M. - 2005, A new species of pest fruit fly (Diptera: Tephritidae: Dacinae) from Sri Lanka and Africa. *African Entomology*, 13, 149-154.
- Drost Y.C., van Lenteren J.C. et van Roermund H.J.W. - 1998, Life-history parameters of different biotypes of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) in relation to temperature and host plant: a selective review. *Bulletin of Entomological Research*, 88, 219-229.
- Dusoulier F. - 2004, Hémiptères nouveaux ou rares pour le Massif armoricain (Hexapoda, Hemiptera). *Bulletin de la Société des sciences naturelles de l'Ouest de la France*, 26, 128-137.

- Duyck P.F., David P. et Quilici S. - 2004, A review of relationships between interspecific competition and invasions in fruit flies (Diptera:Tephritidae). *Ecological Entomology*, 29, 461-469.
- Duyck P.F., David P. et Quilici S. - 2006, Climatic niche partitioning following successive invasions by fruit flies in La Reunion. *Journal of Animal Ecology*, 75, 518-526.
- Émerit M. et Demaison A. - 1981, Extension du tigre du platane (*Corythucha ciliata*, Hemiptera, Tingidae) dans le Midi de la France. *Annales de la Société d'Horticulture et d'Histoire Naturelle de l'Hérault*, 121, 67-69.
- Etienne J. - 1972, Les principales Trypétides nuisibles de l'île de la Réunion. *Annales de la Société Entomologique de France*, 8, 485-491.
- Faleiro J.R. - 2006, A review of the issues and management of the red palm weevil *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Rhynchophoridae) in coconut and date palm during the last one hundred years. *International Journal of Tropical Insect Science*, 26, 135-154.
- FAO - 2006, <http://faostat.fao.org/>
- Ferry M., Bedrany S. et Greiner D. - 1999, *Agroéconomie des oasis*. Ed. du Cirad, Montpellier.
- Ferry M. et Gómez S. - 2008, Une nouvelle stratégie contre le charançon rouge des palmiers. *Phytoma La défense des végétaux*, 620, 24-28.
- Filer T.H., Solomon J.D., McCracken F.I., Oliveria F.L., Lewis J.R., Weiss M.J. et Rogers T.J. - 1977, *Sycamore pests: A guide to major insects, diseases, and air pollution*. USDA Forest Service, Atlanta.
- Follet P.A. et Neven L.G. - 2006, Current trends in quarantine entomology. *Annual Review of Entomology*, 51, 359-385.
- Fox T.B., Landis D.A., Cardoso F.F. et Difonzo C.D. - 2005, Impact of predation on establishment of the soybean aphid, *Aphis glycines* in soybean, *Glycine max*. *Biological Control*, 50, 545-563.
- Gallegos P., Suquillo G. et Chamorro F. - 1997, La palomilla de la papa *Tecia solanivora* en el Carchi, situación actual y perspectivas de control. *Revista INIAP*, 9, 5-6.
- Gerling D. - 1996, Status of *Bemisia tabaci* in the Mediterranean countries: opportunities for biological control. *Biological Control*, 6, 11-22.
- Gerling D. et Mayer R.T. - 1996, *Bemisia 1995: taxonomy, biology, damage, control and Management*. Intercept, Andover.
- Gould J., Hoelmer K. et Goolsby J. - 2008, *Classical biological control of Bemisia tabaci in the United States. A review of interagency research and implementation*. Springer.
- Grandgirard J., Hoddle M.S., Roderick G.K., Petit J.N., Percy D., Putoa R., Garnier C. et Davies N. - 2006, Invasion of French Polynesia by the Glassy-Winged Sharpshooter, *Homalodisca coagulata* (Hemiptera: Cicadellidae): A New Threat to the South Pacific. *Pacific Science*, 60, 429-438.
- Guirao P., Beitia F. et Cenis J.L. - 1997, Biotype determination of Spanish populations of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae). *Bulletin of Entomological Research*, 87, 587-593.
- Guthrie E.J. - 1987, Le manioc et la mosaïque du manioc, historique.
- Hallett R.H., Crespi B.J. et Borden J.H. - 2004, Synonymy of *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier), 1790 and *R. vulneratus* (Panzer), 1798 (Coleoptera, Curculionidae, Rhynchophorinae). *Journal of Natural History*, 38, 2863-2882.
- Hallett R.H., Oehlschlager A.C. et Borden J.H. - 1999, Pheromone trapping protocols for the Asian palm weevil, *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Curculionidae). *International Journal of Tropical Pest Management*, 45, 231-237.
- Harwood J.D., Desneux N., Yoo H.Y.S., Rowley D., Greenstone M.H., Obrycki J.J. et O'Neil R.J. - 2007, Tracking the role of alternative prey in soybean aphid predation by *Orius insidiosus*: A molecular approach. *Molecular Ecology*, 16, 4390-4400.
- Heimpel G.E., Ragsdale D.W., Venette R., Hopper K.R., O'Neil R.J., Rutledge C.E. et Wu Z. - 2004, Prospects for importation biological control of the soybean aphid: anticipating potential costs and benefits. *Annals of the Entomological Society of America*, 97, 249-258.
- Henneberry T.J. et Faust R.M. - 2008, 'Introduction' dans Gould, J., Hoelmer, K. et Goolsby, J., *Classical biological control of Bemisia tabaci in the United States. A review of interagency research and implementation*, Springer.
- Hérard F., Ciampitti M., Maspero M., Cocquemot C., Delvare G., Lopez J. et Colombo M. - 2007, 'New associations between the Asian pests *Anoplophora* spp. and local parasitoids, in Italy (2005)' dans Proceedings of the XVIIth U.S. Department of Agriculture interagency research forum on gypsy moth and other invasive species, Annapolis, USA.
- Hérard F., Ciampitti M., Maspero M., Krehan H., Benker U., Boegel C., Schrage R., Bouhot-Delduc L. et Bialooki P. - 2006, *Anoplophora* spp. in Europe: Infestations and management processes. *OEPP/EPPO Bulletin*, 36, 470-474.
- Hérard F., Jollivet C. et Reynaud P. - 2005, Gestion des foyers de capricornes asiatiques en France, Autriche, Allemagne et Italie : l'éradication est lancée. *Phytoma La défense des végétaux*, 583, 22-26.
- Herman J.C. - 1988, How a soybean plant develops. Special report n° 53, Iowa State Extension.
- Herrera F. - 1998, La polilla guatemalteca de la papa. Biología, comportamiento y prácticas de manejo Integrado. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria, Regional Uno, Cundinamarca Bogotá, Colombie.

- Hesler L.S. et Dashiell K.E. - 2007, Resistance to *Aphis glycines* (Hemiptera: Aphididae) in various soybean lines under controlled laboratory conditions. *Journal of Economic Entomology*, 100, 1464-1469.
- Hesler L.S. et Dashiell K.E. - 2008, Identification and characterization of new sources of resistance to *Aphis glycines* Matsumura (Hemiptera: Aphididae) in soybean lines. *Applied Entomology and Zoology*, 43, 197-206.
- Hesler L.S., Dashiell K.E. et Lundgren J.G. - 2007, Characterization of resistance to *Aphis glycines* in soybean accessions. *Euphytica*, 154, 91-99.
- Hill C.B., Li Y. et Hartman G.L. - 2004, Resistance to the soybean aphid in soybean germplasm. *Crop Science*, 44, 98-106.
- Horowitz A.R., Kontsedalov S., Khasdan V. et Ishaaya I. - 2005, Biotypes B and Q of *Bemisia tabaci* and their relevance to neocotinoid and pyriproxyfen resistance. *Archives of Insect Biochemistry and Physiology*, 58, 216-225.
- Isman M.B. - 2006, Botanical insecticides, deterrents, and repellents in modern agriculture and an increasingly regulated world. *Annual Review of Entomology*, 51, 45-66.
- Jacquin D. et Chauvel G. - 1993, Etat sanitaire des végétaux forestiers et d'ornement. Bilan de 1992...et séquences des années précédentes. *Phytoma La défense des végétaux*, 450, 37-41.
- Johnson K.D., O'Neal M.E., Bradshaw J.D. et Rice M.E. - 2008, Is preventative, concurrent management of the soybean aphid (Hemiptera: Aphididae) and bean leaf beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) possible? *Journal of Economic Entomology*, 101, 801-809.
- Jones D.R. - 2003, Plant viruses transmitted by whiteflies. *European Journal of Plant Pathology*, 109, 195-219.
- Kaiser M.E., Noma T., Brewer M.J., Pike K.S., Vockeroth J.R. et Gaimari S.D. - 2007, Hymenopteran parasitoids and dipteran predators found using soybean aphid after its midwestern United States invasion. *Annals of the Entomological Society of America*, 100, 196-205.
- Karut K. et Kazak C. - 2005, A new pest of date palm trees (*Phoenix dactylifera* L.): *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier, 1790) (Coleoptera: Curculionidae) in Mediterranean region of Turkey. *Türkiye Entomoloji Dergisi*, 29, 295-300.
- Keiser I., Kobayashi R.M., Miyashita D.H., Harris E.J., Schneider E.J. et Chambers D.L. - 1974, Suppression of Mediterranean fruit flies by Oriental fruit flies in mixed infestations in guava. *Journal of Economic Entomology*, 67, 355-360.
- Khasdan V., Levin I., Rosner A., Morin S., Kontsedalov S., Maslenin L. et Horowitz A.R. - 2005, DNA markers for identifying biotypes B and Q of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) and studying population dynamics. *Bulletin of Entomological Research*, 95, 605-613.
- Kim K.S., Hill C.B., Hartman G.L., Mian R.M. et Diers B.W. - 2008, Discovery of soybean aphid biotypes. *Crop Science*, 48, 923-928.
- Kraiss H. et Cullen E.M. - 2008a, Efficacy and nontarget effects of reduced-risk insecticides on *Aphis glycines* (Hemiptera: Aphididae) and its biological control agent *Harmonia axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae). *Journal of Economic Entomology*, 101, 391-398.
- Kraiss H. et Cullen E.M. - 2008b, Insect growth regulator effects of azadirachtin and neem oil on survivorship, development and fecundity of *Aphis glycines* (Homoptera: Aphididae) and its predator, *Harmonia axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae). *Pest Management Science*, 64, 660-668.
- Kyprianou M. - 2007, Décision de la Commission (2007/365/EC du 25 mai 2007) relative à des mesures d'urgence destinées à éviter l'introduction et la propagation dans la Communauté de *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier). *Journal Officiel de l'Union européenne*, L139 du 31.05.2007, 24-27.
- Lee C.E. - 2002, Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 386-391.
- Lemaire L. - 1992, Les populations de *Corythucha ciliata* Say, Hétéroptère phytoparasite du platane, dans le Sud de la vallée du Rhône: biocénotique et détermination de son rôle de vecteur du champignon *Ceratocystis fimbriata* Walter. DEA Parasitologie, Université de Montpellier.
- Li Y., Zhu Z.R., Ju R. et Wang L.S. - 2009, The red palm weevil, *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Curculionidae), newly reported from Zhejiang, China and update of geographical distribution. *Florida Entomologist*, 92, 386-387.
- Li Y., Zou J.J., Li M., Vodkin L.O., Hartman G.L. et Clough S.J. - 2008, Soybean defense responses to the soybean aphid. *New Phytologist*, 179, 185-195.
- Lieutaghi P. - 2004, *Le livre des arbres, arbustes et arbrisseaux*. Actes Sud, Arles.
- Lindholm A.K., Breden F. et Alexander H.J. - 2005, Invasion success and genetic diversity of introduced populations of guppies *Poecilia reticulata* in Australia. *Molecular Ecology*, 14, 1371-1382.
- Lingafelter S.W. et Hoebeke E.R. - 2002, *Revision of the Genus Anoplophora* (Coleoptera: Cerambycidae). The Entomological Society of Washington, Washington.
- Liu J., Wu K.M., Hopper K.R. et Zhao K.J. - 2004, Population dynamics of *Aphis glycines* (Homoptera: Aphididae) and its natural enemies in soybean in northern China. *Annals of the Entomological Society of America*, 97, 235-239.
- Liu S.-S., De Barro P.J., Luan J.-B., Zang L.-S., Ruan Y.-M. et Wan F.-H. - 2007, Asymmetric mating interactions drive widespread invasion and displacement in a whitefly. *Science*, 318, 1769-1772.

- Llácer E., Dembilio O. et Jacas J.A. - 2010, Evaluation of the efficacy of an insecticidal paint based on chlorpyrifos and pyriproxyfen in a microencapsulated formulation against *Rhynchophorus ferrugineus* (Coleoptera: Curculionidae). *Journal of Economic Entomology*, 103, 402-408.
- Lopez-Avilla A. - 2004, Generación de componentes tecnológicos para el manejo integrado de la polilla guatemalteca de la papa con base en el conocimiento de la biología, comportamiento y dinámica de población de la plaga. Corpoica, Bogotá.
- Lundgren J.G., Wyckhuys K.A.G. et Desneux N. - 2009, Population responses by *Orius insidiosus* to vegetational diversity. *Biological Control*, 54, 135-142.
- Lux S.A., Ekesi S., Dimbi S., Mohamed S. et Billah M. - 2003, 'Mango-infesting fruit flies in Africa: Perspectives and limitations of biological approaches to their management' dans Neuenschwander, P., Borgemeister, C. et Langewald, J., *Biological Control in IPM Systems in Africa*, CABI Publishing, Wallingford.
- Mac Arthur R.H. et Wilson E.O. - 1967, *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Magalhaes L.C., Hunt T.E. et Siegfried B.D. - 2008, Development of methods to evaluate susceptibility of soybean aphid to imidacloprid and thiamethoxam at lethal and sublethal concentrations. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 128, 330-336.
- Martín Molina M.M. et Cabello García T. - 2005, *Biología y ecología del curculiónido rojo de la palmera*, *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier, 1790) (Coleoptera: Dryophthoridae). Université d'Almería, Département de Biologie Appliquée, Espagne, ISBN : 84-689-5292-3. 240 p.
- Maspero M., Cavalieri G., D'Angelo G., Jucker C., Valentini M., M. C., Hérard F., Lopez J., Ramualde N., Ciampitti M., Caremi G. et Cavagna B. - 2007a, *Anoplophora chinensis* - Eradication programme in Lombardia (Italy).
- Maspero M., Jucker C. et Colombo M. - 2007b, First record of *Anoplophora glabripennis* (Motschulsky) (Coleoptera Cerambycidae Lamiinae Lamiini) in Italy. *Bolletino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura*, 39, 161-164.
- McCornack B., Ragsdale D.W. et Venette R.C. - 2004, Demography of soybean aphid (Homoptera: Aphididae) at summer temperatures. *Journal of Economic Entomology*, 97, 854-861.
- McCornack B.P., Carrillo M.A., Venette R.C. et Ragsdale D.W. - 2005, Physiological constraints on the overwintering potential of the soybean aphid (Homoptera: Aphididae). *Environmental Entomology*, 34, 235-240.
- McCornack B.P., Costamagna A.C. et Ragsdale D.W. - 2008, Within-plant distribution of soybean aphid (Homoptera: Aphididae) and development of node-based sample units for estimating whole-plant densities in soybean. *Journal of Economic Entomology*, 101, 1488-1500.
- McCornack B.P. et Ragsdale D.W. - 2006, Efficacy of thiamethoxam to suppress soybean aphid populations in Minnesota soybean. *Journal of Crop Management*, <http://dx.doi.org/10.1094/CM-2006-0915-01-RS>.
- Mian M.A.R., Hammond R.B. et Martin S.K.S. - 2008, New plant introductions with resistance to the soybean aphid. *Crop Science*, 48, 1055-1061.
- Miao J., Wu K.M., Hopper K.R. et Li G.X. - 2007, Population dynamics of *Aphis glycines* (Homoptera: Aphididae) and impact of natural enemies in Northern China. *Environmental Entomology*, 36, 840-848.
- Moya A., Guirao P., Cifuentes D., Beitia F. et Cenis J.L. - 2001, Genetic diversity of Iberian populations of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) based on random amplified polymorphic, DNA-polymerase chain reaction. *Molecular Ecology*, 10, 891-897.
- Mwatawala M., De Meyer M., White I.M., Maerere A. et Makundi R.H. - 2007, Detection of the solanum fruit fly, *Bactrocera latifrons* (Hendel) in Tanzania. *Journal of Applied Entomology*, 131, 501-503.
- Myers S.W., Hogg D.B. et Wedberg J.L. - 2005, Determining the optimal timing of foliar insecticide applications for control of soybean aphid (Hemiptera: Aphididae) on soybean. *Journal of Economic Entomology*, 98, 2006-2012.
- Naranjo S.E. - 2001, Conservation and evaluation of natural enemies in IPM systems for *Bemisia tabaci*. *Crop Protection*, 20, 835-852.
- Nauen R., Stumpf N. et Elbert A. - 2002, Toxicological and mechanistic studies on neonicotinoid cross resistance in Q-type *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae). *Pest Management Science*, 58, 868-875.
- Neuenschwander P. et Herren H.R. - 1988, Biological control of the cassava mealybug *Phenacoccus manihoti* by the exotic parasitoid *Epidinocarsis lopezi* in Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, B, 319-333.
- Niño L. - 2004, Revisión sobre la Polilla de la Papa *Tecia solanivora* en Centro y Suramérica. *Suplemento revista Latinoamericana de la Papa*, 4-21.
- Norrbom A.L., Carroll L.E., Thompson F.C., White I.M. et Freidberg A. - 1999, 'Systematic database of names' dans Thompson, F.C., *Fruit fly expert identification system and systematic information database*, Editions F.C. Thompson, Myia 9.
- OEPP/EPPO - 2006a, Premier signalement de *Rhynchophorus ferrugineus* en Grèce. *OEPP Service d'Information*, 11, 6.
- OEPP/EPPO - 2006b, *Rhynchophorus ferrugineus* found in Lazio region, Italy. *EPPO Reporting Service*, 11, 7.
- OEPP/EPPO - 2007a, Premier signalement de *Rhynchophorus ferrugineus* à Chypre. *OEPP Service d'Information*, 2, 2.

- OEPP/EPPO - 2007b, Situation de *Rhynchophorus ferrugineus* en Espagne. *OEPP Service d'Information*, 2, 3.
- OEPP/EPPO - 2008a, EPPO Reporting Service, 2008/002.
- OEPP/EPPO - 2008b, EPPO Reporting Service, 2008/115.
- OEPP/EPPO - 2008c, EPPO Reporting Service, 2008/136.
- OEPP/EPPO - 2008d, Fiches informatives sur les organismes de quarantaine, *Rhynchophorus ferrugineus*. *OEPP/EPPO Bulletin*, 38, 55-59.
- OEPP/EPPO - 2009a, First record of *Rhynchophorus ferrugineus* in Curaçao, Netherlands Antilles. *EPPO Reporting Service, Pests & Diseases*. 2009/002. (<http://archives.eppo.org/EPPOReporting/2009/Rse-0901.pdf>).
- OEPP/EPPO - 2009b, First record of *Rhynchophorus ferrugineus* in Morocco. *EPPO Reporting Service, Pests & Diseases*. 2009/001. (<http://archives.eppo.org/EPPOReporting/2009/Rse-0901.pdf>).
- Oliveira M.R.V., Henneberry T.J. et Anderson P. - 2001, History, current status, and collaborative research projects for *Bemisia tabaci*. *Crop Protection*, 20, 709-723.
- Onstad D.W., Fang S. et Voegtlin D.J. - 2005, Forecasting seasonal population growth of *Aphis glycines* (Hemiptera: Aphididae) in soybean in Illinois. *Journal of Economic Entomology*, 98, 1157-1162.
- Osborn H. et Drake C.J. - 1917, Notes on american Tingidae with descriptions of new species. *The Ohio Journal of Science*, 17, 295-307.
- Osorio P.A. - 2001, Reconocimiento de enemigos naturales de *Tecia solanivora* (Lepidoptera: Gelechiidae) in colombian potato grower localities. *Revista Colombiana de Entomologia*, 27, 177-185.
- Ősz B., Ladá M. et Hufnagel L. - 2005, Population dynamics of the sycamore lacebug, *Corythucha ciliata* (Say) (Heteroptera: Tingidae) in Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research*, 4, 135-150.
- Otoidobiga L.C., Vincent C. et Stewart R.K. - 2002, Susceptibility of field populations of adult *Bemisia tabaci* (Gennadius) (Homoptera: Aleyrodidae) and *Eretmocerus* sp. (Hymenoptera: Aphelinidae) to cotton insecticides in Burkina Faso (West Africa). *Pest Management Science*, 59, 97-106.
- Pascual S. et Callejas C. - 2004, Intra- and interspecific competition between biotypes B and Q of *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) from Spain. *Bulletin of Entomological Research*, 94, 369-375.
- Perez J.E., Nirchio M., Alfonsi C. et Munoz C. - 2006, The biology of invasions: the genetic adaptation paradox. *Biological Invasions*, 8, 1115-1121.
- Péricart J. - 1983, Hémiptères Tingidae Euro-méditerranéens. *Faune de France*, 69, 618 p.
- Perring T.M. - 2001, The *Bemisia tabaci* species complex. *Crop Protection*, 20, 725-737.
- Pike K.S., Stary P., Brewer M.J., Noma T., Langley S. et Kaiser M. - 2007, A new species of *Binodoxys* (Hymenoptera : Braconidae: Aphidiinae), parasitoid of the soybean aphid, *Aphis glycines* Matsumura, with comments on biocontrol. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 109, 359-365.
- Pinon J. - 2002, Une menace sanitaire sur les chênes européens : évaluation et prévention. *INRA mensuel*, 112, 5.
- Povolny D. - 1973, *Scrobipalopsis solanivora* sp. n. A new pest of potato (*Solanum tuberosum*) from Central America. *Acta Universitatis Agriculturae, Facultas Agronomica*, 21, 143-146.
- PPI - 2007, Turquie : *Rhynchophorus palmarum*, 16 juillet 2007.
- Puillandre N., Dupas S., Dangles O., Zeddami J.-L., Capdevielle-Dulac C., Barbin K., Torres-Leguizamón M. et Silvain J.-F. - 2008, Genetic bottleneck in invasive species: the potato tuber moth adds to the list. *Biological Invasions*, 10, 319-333.
- Quilici S., Duyck P.F., Rousse P., Gourdon F., Simiand C. et Franck A. - 2005, La mouche de la pêche sur mangue, goyave, etc. à la Réunion, évolution des recherches et des méthodes de lutte. *Phytoma La défense des végétaux*, 584, 44-47.
- Quilici S., Montagneux B., Simiand C., Fernandez E. et Turpin P. - 1998, 'Population fluctuations of tephritid of economic importance in Reunion Island. dans 5th International Symposium on Fruit Flies of Economic Importance, Penang, Malaysia.
- Ragsdale D.W., Landis D.A., Brodeur J., Heimpel G.E. et Desneux N. - 2011, Ecology and management of the soybean aphid in North America. *Annual Review of Entomology*, 56, sous presse.
- Ragsdale D.W., McCornack B.P., Venette R.C., Potter B.D., Macrae I.V., Hodgson E.W., O'Neal M.E., Johnson K.D., O'Neil R.J., Difonzo C.D., Hunt T.E., Glogoza P.A. et Cullen E.M. - 2007, Economic threshold for soybean aphid (Hemiptera: Aphididae). *Journal of Economic Entomology*, 100, 1258-1267.
- Ragsdale D.W., Voegtlin D.J. et O'Neil R.J. - 2004, Soybean aphid biology in North America. *Annals of the Entomological Society of America*, 97, 204-208.
- Reidenbach J.-M., Lemaire L., Thiéry A., Grosclaude C. et Olivier R. - 1994, 'Le tigre du platane : *Corythucha ciliata* (Say), disséminateur potentiel du chancre coloré?' dans A.N.P.P. - 4^e Conférence Internationale sur les Maladies des Plantes, Bordeaux.
- Rhainds M., Roy M., Daigle G. et Brodeur J. - 2007, Toward management guidelines for the soybean aphid in Quebec. I. Feeding damage in relationship to seasonality of infestation and incidence of native predators. *Canadian Entomologist*, 139, 728-741.

- Rochat D., Chapin E., Ferry M., Avand-Faghih A. et Brun L. - 2006, Le charançon rouge du palmier dans le bassin méditerranéen. *Phytoma La Défense des Végétaux*, 595, 20-24.
- Rodríguez V., Murillo R. et Lépiz C. - 1988, Fluctuación de las capturas de las polillas de las papas. Zeller (Lepidoptera, *Scrobipalpopsis solanivora* Povolny y *Phthorimaea operculella* Gelechiidae) en Cartago, Costa Rica. *Revista Manejo Integrado de Plaga (Costa Rica)*, 9, 12-21.
- Rutledge C.E., O'Neil R.J., Fox T.B. et Landis D.A. - 2004, Soybean aphid predators and their use in IPM. *Annals of the Entomological Society of America*, 97, 240-248.
- Sacchetti P., Camèra A., Granchietti A., Rosi M.C. et Marzalletti P. - 2006, Identificazione, biologia e diffusione del curculionide delle palme, *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier). *Informatore Fitopatologico*, 6, 35-40.
- Schmidt N.P., O'Neal M.E. et Dixon P.M. - 2008, Aphidophagous predators in Iowa soybean: A community comparison across multiple years and sampling methods. *Annals of the Entomological Society of America*, 101, 341-350.
- Servadei A. - 1966, Un Tingide neartico comparso in Italia (*Corythucha ciliata* Say). *Bolletino della Societa Entomologica Italiana*, 96, 94-96.
- Sforza R. - 2008a, Espèces invasives en viticulture. *Phytoma La défense des végétaux*, 619, 24-29.
- Sforza R. - 2008b, 'Les cicadelles à risque non introduites en France', dans *Les ravageurs de la vigne*, Feret Editions, Bordeaux.
- Simón B., Cenis J., Demichelis S., Rapisarda C., Caciagli P. and Bosco D. - 2003, Short communication: survey of *Bemisia tabaci* (Hemiptera, Aleyrodidae) biotypes in Italy with the description of a new biotype (T) from *Euphorbia characias*. *Bulletin of Entomological Research*, 93, 259-264.
- Sinzogan A., Van Mele P. et Vayssières J.-F. - 2008, Implications of on-farm research for local knowledge related to fruit flies and the weaver ant *Oecophylla longinoda* in mango production. *International Journal of Pest Management*, 54, 241-246.
- Smith R.M., Baker R.H.A., Malumphy C.P., Hockland S., Hammon R.P., Ostojá-Starzewski J.C. et Collins D.W. - 2007, Recent non-native invertebrate plant pest establishments in Great Britain: origins, pathways, and trends. *Agricultural and Forest Entomology*, 9, 307-326.
- Soroker V., Blumberg D., Haberman A., Hamburger-Rishard M., Rench S., Talebaev S., Anshelevich L. et Harari A.R. - 2005, Current status of red palm weevil infestation in date palm plantations in Israel. *Phytoparasitica*, 33, 97-106.
- Sseruwagi P., Legg J.P., Maruthi M.N., Colvin J., Rey M.E.C. et Brown J.K. - 2005, Genetic diversity of *Bemisia tabaci* (Gennadius) (Hemiptera: Aleyrodidae) populations and presence of the B biotype and a non-B biotype that can induce silverleaf symptoms in squash, in Uganda. *Annals of Applied Biology*, 147, 253-265.
- Stefanescu C., Penuelas J. et Filella I. - 2003, Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean basin. *Global Change Biology*, 9, 1494-1506.
- Streito J.-C. - 2002, Note sur quelques Tingidae nouveaux ou intéressants pour l'Alsace et la Lorraine. *Bulletin de la Société Entomologique de Mulhouse*, 58, 1-3.
- Streito J.-C. - 2006, Note sur quelques espèces envahissantes de Tingidae : *Corythucha ciliata* (Say, 1932), *Stephanitis pyrioides* (Scott, 1874) et *Stephanitis takeyai* Drake & Maa, 1955 (Hemiptera Tingidae). *L'entomologiste*, 62, 31-36.
- Streito J.-C. et Martinez M. - 2005, Nouveaux ravageurs, 41 espèces depuis 2000. *Phytoma La défense des végétaux*, 586, 16-20.
- Tara R.A., Sydawi A., Amer H. et Rostum G. - 2008, 'Survey of natural enemies of red palm weevil in Syria', dans Congrès Annuel de la Société Entomologique d'Amérique.
- Thiéry A. - 2002, Des tigres en Provence? *Etudes Vaudoises*, 66, 1-17.
- Thiéry A., Martin C., Malosse C. et Thiéry D. - 1999, Morphological and chemical characterization of the egg chorion in tingids: a case study of the plane tree *Corythucha ciliata* (Say) (Hemiptera: Tingidae). *Entomological Problems*, 30, 73-82.
- Thiéry D. et Gabel B. - 1993, Des substances de ponte contre les insectes. *La Recherche*, 257, 1020-1022.
- Torres F. - 1998, Biología y Manejo Integrado de la polilla Centroamericana de la Papa *Tecia solanivora* en Venezuela. Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Maracay.
- Tsagkarakou A., Tsigenopoulos C.S., Gorman K., Lagnel J. et Bedford I.D. - 2007, Biotype status and genetic polymorphism of the whitefly *Bemisia tabaci* (Hemiptera: Aleyrodidae) in Greece: mitochondrial DNA and microsatellites. *Bulletin of Entomological Research*, 97, 29-40.
- Tzanakakis M.E. - 1988, First records of the Sycamore Lace Bug *Corythucha ciliata* (Say), in Greece. *Entomologia Hellenica*, 6, 55-57.
- USDA-APHIS - 2002, *Citrus Longhorned Beetle* Program.
- USDA-APHIS - 2008, *Asian Longhorned Beetle* - Background.
- Van der Gaag D.J., Ciampitti M., Cavagna B., Maspero M. et Hérard F. - 2008, Pest risk analysis for *Anoplophora chinensis*. Plant Prot. Serv., Wageningen, the Neth. <http://library.wur.nl/ebooks/1885182.pdf>.

- van Mele P., Vayssières J.-F., Van Tellinghen E. et Vrolijk J. - 2007, Effects of the African weaver ant *Oecophylla longinoda* in controlling mango fruit flies (Diptera Tephritidae). *Journal of Economic Entomology*, 100, 695-701.
- van Sauer-Muller A. - 1991, An overview of the Carambola fruit fly, *Bactrocera* species (Diptera: Tephritidae), found recently in Suriname. *Florida Entomologist*, 74, 432-440.
- Vayssières J.-F., Sinzogan A., Ouagousounon I., Korie S. et Thomas Odjo A. - 2009, Effectiveness of Spinosad bait-sprays (GF-120) in controlling mango-infesting fruit flies (Diptera: Tephritidae) in Benin. *Journal of Economic Entomology*, 102, 515-521.
- Vayssières J.F., Goergen G., Lokossou O., Dossa P. et Akponon C. - 2005, A new *Bactrocera* species in Benin among mango fruit fly (Diptera: Tephritidae) species. *Fruits*, 60, 371-377.
- Vayssières J.F., Rey J.Y. et Traoré L. - 2007, Distribution and host plants of *Bactrocera cucurbitae* in West and Central Africa. *Fruits*, 62, 391-396.
- Vayssières J.F., Sanogo F. et Nossourou M. - 2004, Inventaire des espèces de mouches des fruits (Diptera : Tephritidae) indéodées au manguier au Mali et essais de lutte raisonnée. *Fruits*, 59, 3-16.
- Vayssières J.F., Sinzogan A. et Bokonon Ganta A. - 2008, The new invasive fruit fly species, *Bactrocera invadens* Drew Tsuruta & White. IITA-CIRAD.
- Venette R.C. et Ragsdale D.W. - 2004, Assessing the invasion by soybean aphid (Homoptera: Aphididae): Where will it end? *Annals of the Entomological Society of America*, 97, 219-226.
- Vigouroux A. - 2007, *Le platane. Portrait, botanique, maladies*. Editions EdiSud, Aix-en-Provence.
- Villamizar L., Espinel C., Grijalva E., Gomez J., Cotes A.M., Torre L., Barrera G., Léry X. et Zeddam J.-L. - 2008, Isolation, identification and biocontrol activity of Colombian isolates of granulovirus from *Tecia solanivora*. *IOBC/WPRS Bulletin*, 31, 85-88.
- Voegtlin D.J., O'Neil R.J., Graves W.R., Lagos D. et Yoo H.J.S. - 2005, Potential winter hosts of soybean aphid. *Annals of the Entomological Society of America*, 98, 690-693.
- Wade O. - 1917, The Sycamore lace-bug (*Corythucha ciliata* Say). *Oklahoma Agricultural Experiment Station Bulletin*, 116.
- Wang R.Y., Kritzman A., Hershman D.E. et Ghabrial S.A. - 2006, *Aphis glycines* as a vector of persistently and nonpersistently transmitted viruses and potential risks for soybean and other crops. *Plant Disease*, 90, 920-926.
- Wares J.P., Hughes A.R. et Grosberg R.K. - 2005, 'Mechanisms that drive evolutionary change: Insight from species introductions and invasions' dans Sax, D., Stachowicz, J. et Gaines, S., *Species invasions: insights into ecology, evolution, and biogeography*, Sinauer, Sunderland.
- Wattanapongsiri A. - 1966, A revision of the genera *Rhynchophorus* and *Dynamis* (Coleoptera: Curculionidae). *Department of Agriculture Science Bulletin (Bangkok)*, 1.
- White I.M., De Meyer M. et Stonehouse J.M. - 2000, 'A review of native and introduced fruit flies (Diptera Tephritidae) in the Indian Ocean islands of Mauritius, Réunion and Seychelles', dans Proceedings, Indian Ocean Commission, Regional Fruit Fly Symposium. Indian Ocean Commission / European Union, Flic en Flac, Mauritius.
- White I.M. et Elson-Harris M.M. - 1992, *Fruit flies of economic significance: their identification and bionomics*. CAB International, Wallingford.
- Wu Z.S., Schenk-Hamlin D., Zhan W.Y., Ragsdale D.W. et Heimpel G.E. - 2004, The soybean aphid in China: A historical review. *Annals of the Entomological Society of America*, 97, 209-218.
- Wyckhuys K.A.G. et Heimpel G.E. - 2007, Response of the soybean aphid parasitoid *Binodoxys communis* (Gahan) (Hymenoptera: Braconidae) to olfactory cues from target and non-target host-plant complexes. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 123, 149-158.
- Wyckhuys K.A.G., Koch R.L. et Heimpel G.E. - 2007, Physical and ant-mediated refuges from parasitism: implications for non-target effects in biological control. *Biological Control*, 40, 306-313.
- Wyckhuys K.A.G., Koch R.L., Kula R.R. et Heimpel G.E. - 2008a, Potential exposure of a classical biological control agent of the soybean aphid, *Aphis glycines*, on non-target aphids in North America. *Biological Invasions*, 11, 857-871.
- Wyckhuys K.A.G., Stone L., Desneux N., Hoelmer K.A., Hopper K.R. et Heimpel G.E. - 2008b, Parasitism of the soybean aphid *Aphis glycines* by *Binodoxys communis*: the role of aphid defensive behavior and parasitoid reproductive performance. *Bulletin of Entomological Research*, 98, 361-370.
- Xu J., De Barro P.J. et Liu S.S. - 2010, Reproductive incompatibility among genetic groups of *Bemisia tabaci* supports the proposition that the whitefly is a cryptic species complex. *Bulletin of Entomological Research*, 100, 359-366.
- Yoo H.J.S., O'Neil R.J., Voegtlin D.J. et Graves W.R. - 2005, Host plant suitability of Rhamnaceae for soybean aphid (Homoptera: Aphididae). *Annals of the Entomological Society of America*, 98, 926-930.
- Zeddam J.-L., Léry X., Giannotti J., Nino L., Angeles I. et Alcazar J. - 1994, 'Susceptibility of different potato moth species to a same granulosus virus', dans VIth International Colloquium on Invertebrate Pathology and Microbial Control, Montpellier, France.
- Zeddam J.-L., Orbe K., Léry X., Dangles O., Dupas S. et Silvain J.-F. - 2008, An isometric virus of the potato tuber moth *Tecia solanivora* (Povolny) (Lepidoptera: Gelechiidae) has a tri-segmented RNA genome. *Journal of Invertebrate Pathology*, 99, 204-211.

Vidal Claire, Gauthier Nathalie, RoCHAT D., Hérard F.,
Thiéry A., Vayssières J.F., Dupas S., Dangles Olivier,
Silvain Jean-François, Torres-Leguizamon Magally,
Zeddám Jean-Louis, Sforza R., Desneux N.

Quelques exemples de bio-invasions dans le monde.

In : Sauvion N. (ed.), Calatayud Paul-André (ed.), Thiéry
D. (ed.), Marion-Pol F. (ed.). Interactions insectes-
plantes.

Marseille (FRA), Versailles : IRD, Quae, 2013, p. 57-96.

ISBN 978-2-7099-1746-9, 978-2-7592-2018-2