



Miscanthus : L'homme cultive-t-il un nouvel envahisseur ?



Annik SCHNITZLER
Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes
(LIEBE)
Université Paul Verlaine de Metz - CNRS UMR 7146
Campus Bridoux. Bâtiment IBiSE,
8 rue du Général Delestraint
F-57070 METZ

Etude financée par l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse
2011

Sommaire

Introduction

I. L'HISTOIRE DE QUELQUES HERBACEES PERENNES INVASIVES

1.1. Les étapes majeures menant à l'invasion

1. 2. Exemples d'invasion avérée parmi les herbacées pérennes

RESUME : Quels processus ont aidé à l'invasion des territoires d'accueil des plantes choisies ?

II. *MISCANTHUS* POSSEDE-IL DES TRAITS BIOLOGIQUES SIMILAIRES ?

2.1. Variabilité génotypique, aire de distribution

2.2. Comportement de dominance

2.3. Traits morphologiques et physiologiques

2.4. Traits reproducteurs

RESUME : Les traits propres à l'invasion sont-ils réunis chez *Miscanthus* ?

III. LES USAGES DE *MISCANTHUS*

3.1. Horticulture

3.2. Exploitation de la biomasse

3.3. Phytoremédiation

RESUME : Les usages passés, présents et futurs du *Miscanthus* en Europe

IV. A QUEL STADE DE LA NATURALISATION EN EST-ON DANS LE MONDE ?

4.1. Etats-Unis : une dynamique d'invasion bien enclenchée

4.2. Europe

4.3. A-t-on ouvert la boîte de Pandore ?

RESUME : l'invasion est-elle avérée ?

V. A-T-ON CONSCIENCE DU PROCESSUS EN COURS ?

VI. DOIT-ON PROMOUVOIR LA CULTURE DES *MISCANTHUS* EN EUROPE ?

INTRODUCTION

La majorité des plantes utilisées en agriculture, en horticulture et en foresterie en Europe sont originaires d'autres continents. Ces plantes se présentent sous forme de cultivars, sélectionnés pour renforcer tel ou tel caractère intéressant pour les usages auxquels on les destine. Certains individus s'échappent des zones de culture et parviennent à survivre dans les environnements proches. Par le jeu des hybridations entre individus cultivés, échappés et parfois parents présents à l'état sauvage, les micro-populations échappées évoluent génétiquement, se naturalisent, voire envahissent leurs territoires d'accueil lorsqu'elles possèdent certains traits biologiques spécifiques propres. Le degré d'invasion peut alors atteindre des limites jugées insupportables pour l'économie humaine et l'environnement. Comme les invasions d'espèces exotiques deviennent de plus en plus nombreuses depuis une centaine d'années, s'intensifiant encore depuis quelques décennies, il n'est guère étonnant que les grands responsables (horticulture, agriculture en particulier) soient actuellement mis en l'index (Mack 2000 ; Reichard & White 2001 ; Kowarik 2003 ; Barney & DiTomaso 2008).

Le genre *Miscanthus* Anderss (Poacée), originaire d'Asie de l'Est, est un excellent candidat à l'invasion des zones tempérées du monde, notamment pour trois taxons géants herbacés : *Miscanthus sacchariflorus* (Maxim.) Benth. & Hook., *Miscanthus sinensis* Anderss., et leur hybride, *Miscanthus x giganteus* Greef & Deuter ex Hodkinson & Renvoize (Jones & Walsh 2001). Utilisées traditionnellement pour divers usages (horticulture, chaume, fourrage), ces plantes connaissent actuellement un succès croissant dans divers pays du monde : la beauté de leur port et de leurs feuilles les rend attractives pour l'ornement des jardins, leurs capacités de production de biomasse en font des candidates de choix pour différentes valorisations industrielles (combustion, agrocarburant, phytoremédiation...). Or, deux taxons déjà (*M. sinensis* et *M. sacchariflorus*) font preuve de capacités invasives aux Etats-Unis et en Nouvelle Zélande.

Si l'implication des *Miscanthus* dans la vie économique de l'homme n'est pas récente, elle semble donc s'accélérer depuis quelques décennies en Europe, en raison de la multiplication des plantations, et des changements climatiques déjà perceptibles. Irons-nous vers l'invasion, comme cela est déjà le cas ailleurs ? Dans ce cas, les conséquences économiques, écologiques et sociales liées à ce processus pourraient largement contrecarrer les avantages qu'on en attend dans un proche futur, comme cela s'est produit pour d'autres espèces herbacées pérennes (Meyer & Tchida 1999 ; Meyer 2004 ; Wilson & Knox 2006 ; Barney & Di Tomaso 2008 ; Mauremootoo 2009).

L'objectif de cette étude consiste à évaluer la probabilité d'invasion du genre *Miscanthus* en Europe. Les trois taxons seront abordés conjointement, en raison des interférences génétiques possibles entre les deux parents et l'hybride qui ne permettent pas de traiter de façon différenciée les taxons naturalisés. Il s'agit donc de considérer tous les usages, de l'horticulture à la production de biomasse, car ils agiront de concert dans une possible dynamique d'invasion.

L'étude se base fera sur un protocole proposé par Rejmanek (2000) :

- 1) Une approche empirique basée sur les connaissances de l'histoire d'autres plantes herbacées pérennes devenues invasives avérées. Un bref rappel des processus d'invasion sera tout d'abord évoqué.
- 2) Une évaluation des traits biologiques propres aux *Miscanthus*
- 3) Une évaluation des usages de *Miscanthus* en Europe
- 4) Une évaluation quantitative des populations de *Miscanthus* échappées, réalisée sur la base d'enquêtes
- 5) Une liste des comportements actuels et ceux à venir, propices à la naturalisation et l'invasion dans un proche futur.
- 6) Sur la base des résultats, seront proposées des recommandations précises, afin d'éviter que soit ajouté à la liste des espèces très envahissantes, le genre asiatique des *Miscanthus*.

I. L'HISTOIRE DE QUELQUES HERBACEES PERENNES INVASIVES

(Un glossaire définit les termes les plus techniques* en fin de document (Annexe 1))

1. 1. Les étapes majeures menant à l'invasion

Le processus d'invasion de plantes exotiques dans leurs territoires d'accueil se fait en plusieurs étapes (Richardson & Pysek 2006)

La pression de propagules, qui correspond aux introductions multiples et délibérées par l'homme sur le territoire d'accueil. Les plantes qu'on cultive pour divers usages peuvent être des taxons proches de l'état sauvage ou déjà transformées par l'homme (cultivars). Dans le premier cas, les taxons introduits ne possèdent pas toute la variabilité génétique de l'espèce dans son aire d'origine. Dans le deuxième cas, les cultivars, s'ils sont destinés à l'alimentation, ont une forte dominance de gènes récessifs qui codent pour des traits intéressants (abondance des graines, fructification de masse, absence de dormance, autofécondation...). Ceux destinés à l'horticulture sont souvent sélectionnés pour une floraison précoce, des fleurs de grandes dimensions, une fructification négligeable, traits qui sont souvent obtenus par la création de taxons triploïdes*.

L'implantation spontanée de quelques individus dans les espaces proches des cultures. Ces individus peuvent être issus d'une reproduction sexuée si les cultivars sont fertiles, par verse précoce des tiges avant récolte. Les graines tombées à terre germent en dehors du champ de culture et constituent les premières micropopulations subspontanées. Ces individus peuvent ensuite se disséminer par clonage. L'implantation de micropopulations spontanées peut également se faire à partir de fragments de tiges ou de rhizomes déposés par les hommes aux abords des cultures. Qu'elles soient d'origine clonale ou sexuée, ces micropopulations doivent ensuite s'établir sur le plus long terme. Cette étape est souvent difficile à franchir : les conditions climatiques peuvent ne pas convenir (notamment des hivers longs et rigoureux), ou alors la compétition avec d'autres espèces végétales est trop forte. Dans ces cas, ces micropopulations disparaissent, et sont alors remplacées par d'autres individus issus du même processus.

La naturalisation correspond à l'établissement réussi des micropopulations échappées. Les individus qui la constituent se reproduisent, formant des populations plus autonomes.

Entre les étapes 2 et 3, le génome des individus échappés se modifie. Tout d'abord proche de celui des cultivars, le génome finit par en dériver par mutations brusques endogènes (multiplication complète du génome ou polyploïdie*), ou exogènes (hybridations avec les parents sauvages apparentées s'il en existe à proximité, avec d'autres cultivars s'ils sont fertiles)(Kowarik 2005). Leur génome évolue en général vers l'acquisition de gènes dominants qui permettront aux taxons les mieux adaptés de s'établir avec succès. A ce stade, les taxons échappés sont qualifiés de féraux : ils ont subi une féralisation, terme synonyme de dédomestication (Gressel 2005).

La féralisation peut prendre plusieurs décennies, en fonction des conditions environnementales et des activités humaines. Elle dépend aussi du temps de résidence (qui se définit comme le temps qui s'est écoulé depuis l'introduction par l'homme), et de la pression de propagules. Ce temps de résidence est d'autant plus court que les plantations sont plus étendues et fréquentes. Le génome de la flore naturalisée finit par différer significativement des taxons dont elle est issue.

La diversification génétique se poursuit sur plusieurs générations, entre les populations issues directement des cultures, les taxons échappés qui ont envahi divers habitats (souvent éloignés des zones d'introduction), voire des taxons sauvages apparentés, ainsi que d'autres taxons déjà féralisés. De nombreux hybrides sont des allopolyploïdes*, souvent stériles qui se maintiennent dans les endroits favorables (villes, zones rudéralisées) par simple clonage. L'extension des zones urbanisées et des voies de communication est donc un facteur positif à la création et au maintien de ces allopolyploïdes (Ramsey & Schemske 1998). Par ailleurs, la stérilité des hybrides peut être levée par mutation brusque de leur génome qui les rend aptes à s'hybrider avec un de leurs parents (Durka et al. 2005 ; Culley & Hardiman 2007 ; Tiebre et al. 2007 ; Bailey 2003). Les hybridations sont d'autant plus aisées que l'espèce est dioïque (ou gynodioïque) et qu'il manque le partenaire. Ainsi, dans la flore de Grande Bretagne, on estime que parmi les hybrides interspécifiques stériles répertoriés, issus de parents d'origine exotique, 62% étaient devenus fertiles par ces mécanismes (Abbot 1992).

Les moyens de dissémination des taxons jouent un rôle clé dans les processus d'installation spontanée. Pour les herbacées pérennes, qui nous concernent ici, trois moyens permettent la propagation dans la nature : les graines, les fragments de tiges et les fragments de rhizomes. Les graines et les fragments de tiges sont en général propagés de manière non intentionnelle par l'homme, à la différence des rhizomes, qui souvent sont plantés, puis délaissés intentionnellement. Les rhizomes se propagent aussi naturellement lors d'événements rares (tempêtes, inondations, ouragans).

Le succès de la naturalisation est fortement lié à la présence d'habitats favorables. Ces habitats sont le plus souvent les villes, grâce à l'îlot de chaleur qui les entourent, très favorables pour des plantes issues de contrées tempérées chaudes. Le microclimat plus chaud diminue la mortalité hivernale et rend les exotiques compétitives par rapport aux espèces autochtones. Les plantes exotiques résistent aussi très bien aux herbicides, ce qui explique qu'elles envahissent souvent les zones les plus stressantes des villes (bords de trottoirs, voies de chemin de fer, friches industrielles ou terrains vagues). Les bords de rivière fortement artificialisés sont également propices à l'implantation d'espèces exotiques (Schnitzler et al. 2007 ; Cushman & Gaffney 2010).

L'invasion dans toute l'aire biogéographique d'accueil, jusqu'aux limites des niches disponibles, est l'ultime étape de colonisation. Elle ne correspond qu'à 10 % des plantes qui ont réussi à se naturaliser qui elles-mêmes ne correspondent qu'à 10% des espèces exotiques introduites. L'invasion dépend de plusieurs facteurs : le temps de résidence, la variété des cultivars (plus ils sont nombreux, plus grande sera la chance de voir apparaître un taxon agressif), la pression de propagules, qui multiplie les zones de contact entre espèces cultivées, férales, sauvages apparentés, et donc globalement la feralisation. Mutations, hybridations, clonage finissent par diversifier les populations naturalisées, leur permettant parfois d'acquérir de traits nouveaux, qui n'existaient pas dans leurs zones d'origine (cas des renouées japonaises par exemple, Bailey 2010). Les plus adaptables de ces taxons colonisent alors de nouveaux habitats, s'étendant des abords des plantations aux voies de communication, à d'autres habitats rudéralisés, voire aux milieux semi-naturels (prairies, forêts cultivées, bords de rive).

L'invasion n'est en effet possible que pour certaines espèces, pourvues de traits biologiques adéquats. Ces traits sont les suivants (Alpert et al. 2000 ; Bossford et al. 2005 ; Weber & Gut 2004): espèces pérennes (ligneux, hémicryptophytes), croissance rapide, indice foliaire élevé, capture des ressources efficace; capacité de mutations ou d'hybridation, graines de petit poids dispersées par le vent en très grand nombre, clonage efficace (ces deux derniers atouts sont utiles pour une dispersion à grande distance), mais aussi absence de pathogènes ou émission de substances toxiques dans les sols, mycorhizes aidant à surmonter certains stress (sols pollués, sols acides, sols pauvrement minéralisés). Les herbacées pérennes possèdent des atouts spécifiques : une grande taille, dans certains cas une photosynthèse en C4*. Elles fleurissent tardivement, en automne (un atout pour l'horticulture) ce qui leur permet d'économiser leur énergie durant les mois les plus lumineux pour la photosynthèse. Une réponse rapide aux modifications des ressources (très typique aux zones rudérales) est un autre atout qui s'explique sans doute par la présence de génotypes* très variés sur un même site, ou alors d'une grande plasticité dans le phénotype* de certains taxons (Davis et al. 2000 ; Hänfling & Kollmann 2002).

A ce stade de l'expansion, la survie des taxons ne dépend plus des zones de culture, mais les génomes des cultivars peuvent continuer à participer au processus de diversification, ajoutant d'autres types de taxons féraux à ceux déjà présents dans la nature.

RESUME : Quelles conditions sont-elles nécessaires pour accéder à la naturalisation et l'expansion ?

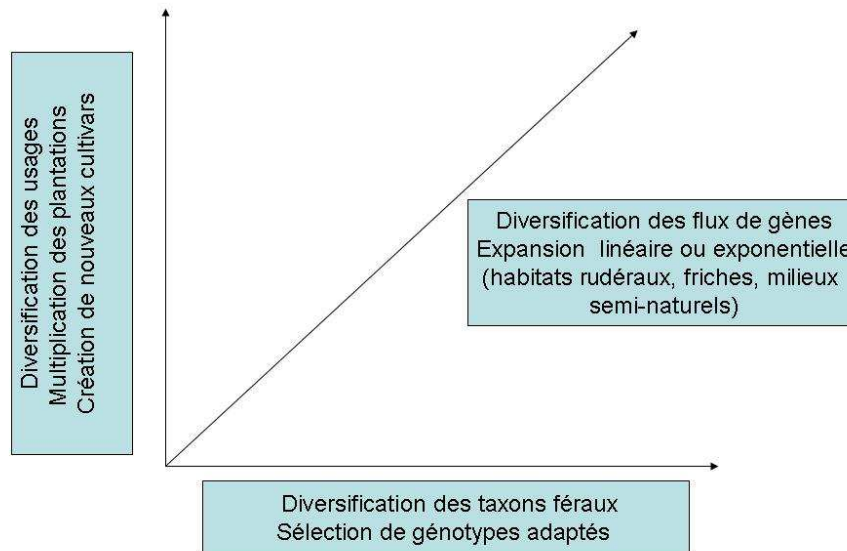
Les conditions de naturalisation et d'expansion des plantes dépendent de nombreux facteurs : une pression de plantations importante, la possibilité pour les espèces échappées de se maintenir en dehors des zones cultivées (habitats favorables, dans les habitats rudéralisés, dans les villes, sur les voies de communication). Les plantes exotiques capables de survivre et de s'établir présentent plusieurs types de stratégies adaptées (capacité de reproduction sexuée ou végétative, grande taille, dispersion à longue distance, symbioses, photosynthèse efficace). Les capacités à l'hybridation sont essentielles car elles

permettent aux taxons exotiques de muter dans les territoires d'accueil. L'évolution d'un taxon cultivé vers un taxon naturalisé correspond au processus de féralisation (ou dédomestication).

10% environ des plantes introduites se naturalisent, et 10% de ces 10% deviennent envahissantes. La période d'invasion est souvent très longue (plus de 100 ans).

La figure 1 reprend les facteurs principaux menant l'invasion.

Fig. 1. De la culture à l'invasion:
Le processus d'expansion



1. 2. Exemples d'invasion avérée parmi les herbacées pérennes

Le nombre d'espèces invasives s'accélère depuis une centaine d'années et, parmi elles, les herbacées pérennes y obtiennent un score important. Dans le cadre d'une étude de prédiction d'invasion, sept espèces, invasives avérées, ont été choisies comme exemples. Trois espèces appartiennent à la même famille des Poacées que *Miscanthus* : la baldingère faux-roseau (*Phalaris arundinacea* L.), l'herbe de la pampa (*Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn) et la canne de Provence (*Arundo donax* L.), deux dans la famille des Polygonacées, la renouée du Japon (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse decaene) et la renouée de Sakhaline (*F. sachalinensis* F. Schmidt ex. Maxim.) Ronse Decraene, et deux dans la famille des Astéracées : le solidage du Canada (*Solidago canadensis* L.) et le solidage géant (*S. gigantea* Ait.). Leur degré d'invasibilité a été évalué sur les échelles de risque, atteignant les scores les plus élevés (37 à 39) qui correspond à la catégorie « Espèces à haut risque en termes de potentialités invasives » (Weber & Gut 2004).

L'annexe 2 détaille l'histoire, les caractéristiques de chacune de ces plantes, ainsi que les références bibliographiques. En effet, ces plantes ont des traits communs entre elles, mais également des différences liées à leurs caractéristiques propres et à leur histoire (Tableau 1).

Tableau 1: Traits et processus aidant à la monopolisation de l'espace et l'invasion

	Phalaris arundinacea	Arundo donax	Cortaderia selloana	Fallopia japonica	Fallopia sachalinensis	Solidago canadensis	Solidago gigantea
Caractéristiques morphologiques et physiologiques							
Hauteur maximale	3m	8m	8m	2m50	4m50	1m30	2m80
Voie photosynthétique	C3	C3	C3	C3	C3	C3	C3
Durée de vie	10 ans	25 ans	15 ans	?	?	25 ans	25 ans
Associations symbiotiques				x	x	x	x
Rareté des pathogènes	x	x	x	x	x	x	x
Métabolites allélopathiques	x	x	x	x	x	x	x
Tolérance aux métaux lourds	x	x		x	x	x	x
Tolérance à la sécheresse		x	x	x	x	x	x
Tolérance à l'ombre		x		x	x	x	x
Reproduction et dispersion des taxons féraux							
Reproduction clonale active	x	x	x	x	x	x	x
Reproduction sexuée dans la zone d'accueil	x		x		x	x	x
Hybridations entre espèces proches				x	x		
Hybridations entre cultivars, taxons féraux et taxons sauvages	x						
Levée de stérilité de certains hybrides				x	x		
Biogéographie							
Large game d'écotypes dans l'aire native, large gamme d'habitats	x	x	x	x	x	x	x
Actions anthropiques favorables à l'invasion							
Création de cultivars	x	x	x		x	x	
Plantations toujours actuelles	x	x	x		x	x	
Projet de culture pour la biomasse	x	x			x		

Traits biologiques communs

Toutes sont des herbacées pérennes à durée de vie d'au moins 10 ans. Elles sont de grande taille (entre 2 et 8m). Le gigantisme touche aussi les feuilles. Tiges et feuilles forment une masse compacte qui exclut les autres espèces. Les grandes tailles des rhizomes et leur capacité à s'étendre en profondeur dans le sols en réseaux denses sont d'autres atouts pour ces plantes : outre une occupation spatiale exclusive, ces rhizomes ont la capacité de stocker de grandes quantités des produits de la photosynthèse durant l'hiver, par translocation à l'automne à partir des feuilles, autorisant une croissance rapide et précoce au printemps suivant. Toutes utilisent la voie photosynthétique en C3*. Des symbioses variées augmentent la capacité de prélèvement des ions dans le sol. L'ensemble de l'architecture végétale est aussi peu attaqué par les pathogènes et les herbivores.

Leur floraison est tardive, en fin d'été ou en automne (sauf pour le faux-roseau). Leurs graines sont généralement dispersées par le vent, abondamment et sur de très larges distances, grâce à de petits poids et certains attributs comme des aigrettes ou des membranes ailées. Leur reproduction clonale est très efficace, par fragmentation de rhizomes ou des tiges.

Ces espèces occupent une aire biogéographique, et de multiples habitats, grâce à un tempérament pionnier et une grande tolérance à divers stress (sols pauvres, pollués grâce à des mycorhizes, sols salés, climats secs ou froids).

Différences historiques et écologiques

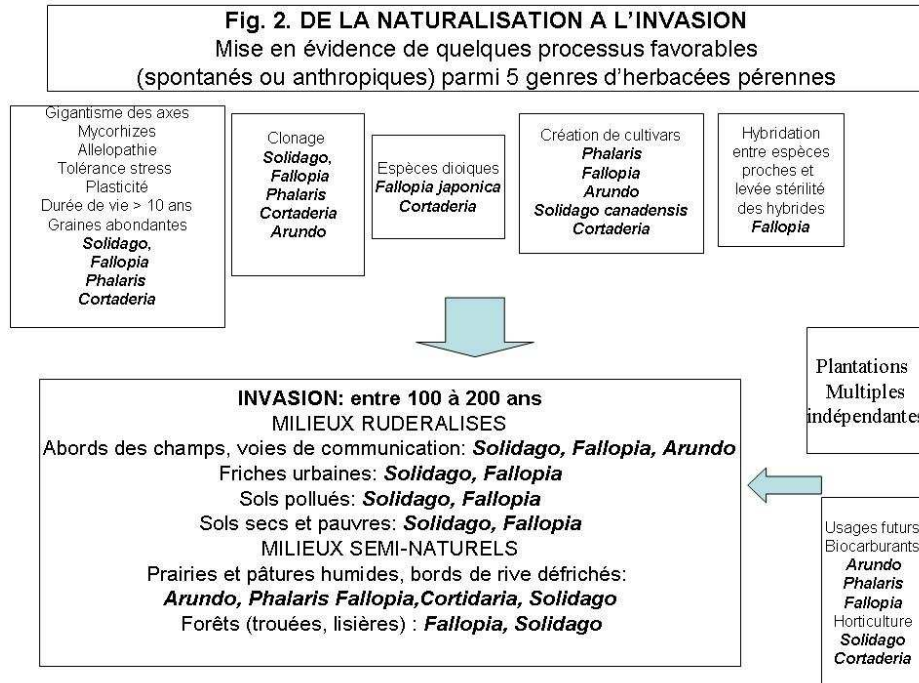
Les périodes d'introduction sont variables : entre le 17^{ème} siècle (*Solidago*) et le 19^{ème} siècle (*Phalaris*, *Fallopia*, *Arundo*, *Cortaderia*). Les temps de latence avant l'invasion avérée sont tous autour de 100 ans environ, même pour *S. canadensis*, pourtant introduit un siècle plus tôt.

Seul *Phalaris* comporte des taxons sauvages, féraux et des cultivars, à la différence de tous les autres, qui ne peuvent s'hybrider qu'avec les cultivars. Actuellement, de nouveaux cultivars horticoles voient le jour pour *Solidago* et *Cortidaria*. *Phalaris* et *Arundo* pourraient avoir un avenir en tant que biocarburants et subir des sélections ultérieures. On peut donc s'attendre à une évolution dans leur dynamique d'invasion dans un proche avenir.

Les mécanismes de reproduction sont variables. La reproduction clonale prédomine pour *Arundo* aux Etats-Unis, de même que pour *Fallopia japonica*, qui possèdent tous deux des rhizomes à croissance rapide et continue. La reproduction sexuée est inexistante, dans le premier cas parce que le climat ne s'y prêterait pas, dans le deuxième cas parce qu'il manque un partenaire (les *Fallopia* sont gynodioïques). Toutefois, la diversité génétique a été largement amplifiée par des flux de gènes entre plusieurs espèces sauvages apparentées au sein des *Fallopia* introduits qui a en outre contribué à mettre en place des hybrides fertiles hautement invasifs.

RESUME : Quels processus ont aidé à l'invasion des territoires d'accueil des plantes choisies ?

Les genres choisis à titre illustratif présentent de remarquables convergences dans leurs traits végétatifs et reproducteurs et dans leur dynamique d'invasion. Il est clair aussi que ces convergences touchent aussi les activités humaines. La figure 2 résume les traits qui ont pu contribuer leur expansion en Europe ou dans d'autres contrées du monde.



II. *MISCANTHUS* POSSEDE-IL DES TRAITS BIOLOGIQUES SIMILAIRES ?

Quelles similitudes et quelles différences peut-on trouver entre ces plantes et les espèces du genre *Miscanthus*, au regard de leurs traits végétatifs et reproducteurs, des conditions de leur introduction et des usages anthropiques ?

2.1. Variabilité génotypique, aire de distribution

Un génome très diversifié conduit à occuper une aire biogéographique large. Cette caractéristique est très marquée pour le genre *Miscanthus*. Le nombre d'espèces est élevé (11 à 17). Ces espèces présentent des degrés de ploïdie variés pour un nombre chromosomique de base de 19. La plupart de ces hybrides ou ces polyploïdes sont toutefois stériles ou de faible fertilité, tout en étant souvent plus vigoureux que leurs parents (Greef & Deuter 1993 ; Levandowski et al. 2003).

Ces processus continus de diversification compliquent aussi la taxonomie. 4 sections ont ainsi été décrites pour le genre *Miscanthus* (Adati & Shiotani 1958, dans Greef & Deuter 1993). *Miscanthus sinensis* ($2n=38$) est classée dans la section *Eumiscanthus* (Greef & Deuter 1993). Il est diploïde ($2n=38$) (Linde-Laursen 1993). *M. sacchariflorus* ($4n=76$) est classé dans la section *Triarrhena* ($2x$ à $6x$). L'espèce est tétraploïde ($2n=76$) (Linde-Laursen 1993).

Ces deux espèces peuvent aisément s'hybrider, donnant des taxons à 3 ou 6n. *M. x giganteus*, triploïde ($3n=57$), a été classé dans la section *Triarrhena* ($2x$ à $6x$) comme *M. sacchariflorus* (Greef & Deuter 1993). C'est un allotriploïde à trois génomes, issu d'une première génération d'hybridation entre deux diploïdes des espèces *M. sinensis* et *M. sacchariflorus*, soit d'une deuxième génération d'hybrides à partir de cet hybride précité et *M. sinensis* (Hodkinson et al. 2002).

Les aptitudes à l'hybridation et à la polyploïdie sont favorables à une dispersion à large échelle, grâce à une création constante d'écotypes adaptés. Le genre se répartit ainsi sur un large panel de climats et de

sols. Probablement originaire d'Asie de l'Est, il occupe les zones subtropicales et tempérées chaudes de l'Asie du Sud Est, de l'Inde et du Pacifique, jusqu'en zone subarctique du Japon (Numata 1974 dans Clifton & Lewandowski 2002). Les aptitudes à occuper des habitats variés sont très marquées pour les îles : ainsi, à Taiwan, le genre occupe les côtes maritimes aussi bien que les hautes montagnes jusqu'à 3000 m. On les trouve sur sols secs, humides, salés ou pollués (Clifton-Brown et al. 2008).

M. sinensis est présente dans une aire très vaste qui correspond principalement aux zones tempérées chaudes et humides de l'Asie continentale Sud et Est, du Japon, de la péninsule coréenne aux zones subtropicales de Taiwan, du Japon, des Philippines et de la Malaisie. Cette aire s'étend aussi jusqu'aux climats subarctiques des îles Kurile de Russie et de Hokkaido au Japon sans toutefois dépasser les latitudes 43-44° N. Certaines espèces vivent au-delà de 1000 m d'altitude. Il existe de nombreux écotypes adaptés à une telle aire, ainsi que des sous-espèces endémiques (au Japon par exemple). En fait, l'espèce est riche en génotypes sauvages en fonction des situations biogéographiques, de l'altitude (l'espèce peut occuper les zones basses autant que les zones montagneuses), qui montrent des capacités variables dans certains traits, comme par exemple la production de semences ou la productivité primaire. Ainsi, sous les mêmes latitudes, comme sur l'île de Honshu (36° de latitude N), la productivité primaire naturelle peut varier de 1,8 à 13 tonnes par ha.

M. sinensis présente aussi une large tolérance à diverses conditions édaphiques : sol argileux, sec ou du moins en conditions de bon drainage, sur sols à pH acides à neutres (pH de 3,5 à 7,5) souvent riches en aluminium, sur sol argileux, sec (conditions de bon drainage), sur sols surtout acides, voir neutres (pH de 3,5 à 7,5) et sur sols volcaniques riches en métaux lourds.. Il lui faut de la lumière pour s'établir et se reproduire. C'est pourquoi on la trouve souvent le long des routes, des lisières, dans les champs après brûlis. La gamme d'habitats de cette espèce est donc très large, avec un optimum en milieu ouvert sur sols riches et bien drainés mais une extension vers d'autres conditions écologiques moins favorables: sols pauvres, pH variés, sols compactés, chaleur et sécheresse.

M. sacchariflorus a une distribution limitée à l'Asie tempérée. Elle est plutôt inféodée aux sols fertiles et aux plaines alluviales.

M. x giganteus a été observé à l'état spontané en Asie (Greef & Deuter 1993). Les données concernant son écologie sont rares. Il semblerait avoir une tolérance plus large aux températures que ses parents (Lewandowski et al. 2000). Des études cytogénétiques soulignent la difficulté pour ce triploïde, d'acquérir la fertilité par le doublement de ses chromosomes en raison du grand nombre d'univalents (Linde-Laursen 1993).

2.2. Comportement de dominance

M. sinensis présente des stratégies de dominance (au sens de Grimes 1979) dans les prairies de type secondaire entretenues par brûlis et fauche. Ces usages sont millénaires (Stewart et al. 2009) Lorsque l'intervention humaine s'arrête, la prairie évolue vers des forêts à conifères ou feuillues, mais la venue de la forêt prend plusieurs décennies. Il existe toutefois des prairies naturelles dominées par *M. sinensis* sous hautes latitudes (domaine subarctique ou arctique), mais les individus ne fleurissent pas.

2.3. Traits morphologiques et physiologiques

Capture de la lumière, voie photosynthétique

L'indice foliaire des *Miscanthus* élevé (supérieur à 3) permet au feuillage de capter 20 à 30% de l'énergie lumineuse nécessaire à la photosynthèse, ce qui élimine la plupart des autres espèces vivant sous leur canopée au bout d'une année, lorsque le feuillage atteint son développement maximal. La décomposition lente des feuilles est une seconde voie d'élimination des concurrents.

La voie photosynthétique est en C4*, qui autorise de grandes capacités de production primaire, grâce notamment à une meilleure capture de l'azote (Beale & Long 1997). Cette voie est considérée comme la plus efficace chez les plantes supérieures car elle élimine largement le processus de photorespiration (de 40 fois plus que la photosynthèse en C3, Long 1999). On la trouve chez la plupart des plantes cultivées productives, que ce soit la canne à sucre ou le sorgho, qui font partie du même groupe taxonomique de

Miscanthus. Cette voie photosynthétique n'est possible que pour les plantes vivant en milieu lumineux, chaud et humide. Le genre *Miscanthus* fait donc exception, qu'il doit à sa capacité de conserver de hauts niveaux de production photosynthétique sous climats plus froids grâce au maintien de l'activité de deux enzymes clé de la photosynthèse (Rubisco, PPK) aux températures inférieures à -12°C (Naidu et al. 2003).

Dimensions des axes

Toutes les espèces de ce genre sont des herbacées pérennes à tiges ligneuses dépassant le mètre, essentiellement rhizomateuses. Le gigantisme des axes aériens (2m50 et, pour l'hybride : 3m50 pour un diamètre atteignant 10 cm) et souterrains (très gros rhizomes) est un autre atout pour la dominance. Ces rhizomes varient en taille en fonction des espèces, le rhizome de *Miscanthus x giganteus* étant de taille intermédiaire entre celui de *M. sacchariflorus*, particulièrement épais et traçant, et *Miscanthus sinensis*, plus petit.

Ces rhizomes sont les lieux de stockage des produits de la photosynthèse transloqués à partir des feuilles (qui restent longtemps attachées aux axes) et des axes aériens lors des premiers froids. Ils seront redistribués au printemps suivant. La capacité d'exploration du sol est importante, car ces rhizomes atteignent 2m de profondeur dans le sol. Leurs dimensions leur permettent aussi de stocker largement les nutriments lors de la translocation automnale. Les teneurs en nutriments, étudiées pour *M. x giganteus* et *M. sinensis* par Beale & Long (1997), sont particulièrement élevées dans les tiges, notamment pour l'azote et le phosphore (un peu moins pour le potassium) entre juin et septembre. Grâce à ce processus, ces plantes peuvent démarrer rapidement au printemps, et ne sont guère gourmandes en fertilisants. Par ailleurs, comme ce processus de translocation limite la teneur en nutriments des tiges desséchées en saison froide, ces tiges évitent les corrosions et les dépôts lors de leur combustion (caractéristique importante pour l'usage en chaudière). La dormance des tiges commence en novembre et dure jusqu'en mars.

Symbioses

Plusieurs associations symbiotiques ont été trouvées dans les racines des *Miscanthus*. Eckert et al. (2001) ont identifié une bactérie fixatrice d'azote du genre *Azospirillum*, associée aux racines de *M. x giganteus*. Un autre genre parmi les bactéries (*Rhizobia*), a été trouvé dans les racines et les tiges de *M. sinensis*, qui favorise également l'absorption de l'azote (Miyamoto et al. 2004 dans Stewart et al. 2009). Un deuxième type de symbiose, par des mycorhizes arbusculaires (*Glomus*) logées dans les racines, a été décrit chez *M. sinensis* (An et al. 2008). Cette capacité à former des symbioses permet à la plante une meilleure adsorption du phosphore et de l'azote sur sol volcanique pauvre en nutriments, ou sur sols pollués.

Sensibilité à l'herbivorie et aux pathogènes

Les feuilles sont riches en lignine et cellulose (C/N élevé), elles sont aussi épaisses et donc peu appétentes, ce qui limite l'herbivorie. Plusieurs espèces consomment toutefois les feuilles de *M. sinensis* au Japon. Cette espèce est également attaquée par des champignons pathogènes, mais s'en défend par la production de métabolites secondaires (Stewart et al. 2009). Il en est de même pour *M. x giganteus*, qui résiste bien aux attaques fongiques en culture. Toutefois, des attaques de pyrale (*Ostrinia nubilalis*) ont été notées dans les cultures expérimentales. Il y a également des attaques de taupins sur les rhizomes en Bourgogne (Decocq, communication écrite).

Tolérance aux situations de stress : sécheresse, froid, métaux lourds

La capture de l'eau est meilleure pour les plantes en C4, mais en situation de sécheresse prolongée, la production de biomasse est plus réduite. Toutefois, la tolérance à la sécheresse varie en fonction des individus et de leurs aptitudes à réguler l'ouverture des stomates. La tolérance au froid, si rare chez les plantes en C4 est également très variable, en fonction des individus.

Les capacités de tolérance aux métaux lourds, et particulièrement à l'aluminium (libéré à hautes concentrations dans certains sols très acides) sont relativement élevées pour *Miscanthus sinensis*. Sa

tolérance aux pH bas et à des concentrations élevées en aluminium s'explique par l'excrétion d'acide citrique, qui chélatent les ions Al. L'espèce est également tolérante au chrome, au zinc, au cadmium, quoique ces ions réduisent sa croissance (Kayana 2001). De telles capacités permettent à l'espèce de croître sur sols volcaniques au Japon, mais aussi sur sols pauvres et contaminés de friches industrielles.

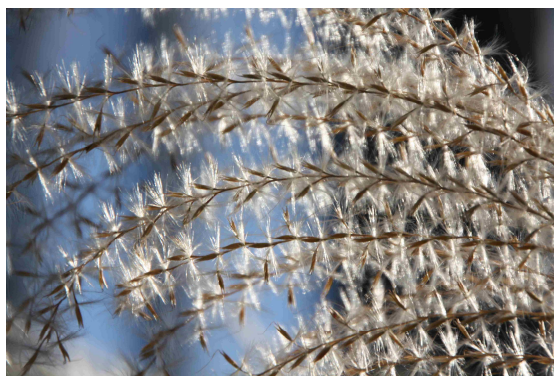
2.3. Traits reproducteurs

Reproduction sexuée

La formation des panicules se fait début juillet, la floraison début août. Les graines se développent de juillet à début novembre. Chaque individu peut produire jusqu'à 100 panicules, qui produisent de 6500 à 140 000 graines par m². La dispersion est assurée par le vent. En dépit de leur poids (0.96 mg pour *M. sinensis* par exemple, ce qui ne permet pas une banque de graines très importante), ces graines peuvent se disperser à longue distance par temps venteux (entre 2 et 400 m en fonction de la force du vent, Quinn et al., soumis).

Graines de *Miscanthus sinensis*

Photo : René Thiefaine



Mais les conditions climatiques peuvent modifier ces tendances. Ainsi, la floraison, naturellement tardive, peut ne pas aboutir à la fructification ou à la maturation des graines en climats froids, à saison de végétation courte. Les travaux de Clifton-Brown et al. (2011) démontrent que si la germination n'a pas eu lieu au 15 mai, les semis ne sont plus viables.

Toutefois, des semis de *M. sinensis* ont été observés en Angleterre autour des plantations. Mais dans ce cas, ces semis ne peuvent devenir adultes, car ce sont des plantes en C4, moins armées pour survivre dans le climat anglais actuel. Les difficultés d'établissement des graines, notées pour les latitudes supérieures à 45° seront sans doute levées avec le réchauffement climatique et par amélioration génétique (John Lucas, John Clifton-Brown, communications écrites).

M. x giganteus est un cas particulier : étant hybride, il ne donne que rarement des fleurs, notamment en climat trop froid, et si tel est le cas, il ne produit donc pas de graines viables. Toutefois, la stérilité associée à la triploïdie n'est pas totale (Raghu et al. 2006). Les triploïdes sont en effet connus pour émettre des gamètes génome variable, haploïde (3%) ou diploïde (2%), qui peuvent contribuer à créer des tétraploïdes s'ils se combinent avec des parents diploïdes (Ramsey & Schemske 1998).

Reproduction clonale

L'expansion souterraine des rhizomes est rapide, mais n'est pas indéfinie. Elle a été bien décrite pour l'espèce *M. sinensis*, mais cette stratégie est également celle des deux autres taxons (Stewart et al. 2009). L'expansion se fait horizontalement dans plusieurs directions à partir de 10 cm dans le sol et ce jusqu'à 60 cm voire le double : l'expansion des rhizomes d'un clone peut passer de 3800 cm² à 10340 cm² en 9 ans, avec une expansion radiale de 2.4 cm² par an. De ces rhizomes émergent des axes aériens à partir de juin. Ces axes aériens sont vulnérables aux gelées printanières la première année.

La stratégie d'établissement d'un clone de *M. sinensis* est guidée par les rhizomes. Ce clone ne s'étend pas indéfiniment dans l'espace : au bout de 2 – 4 ans, les parties centrales des axes souterrains et aériens meurent par compétition, ne laissant que les parties périphériques qui forment alors une couronne. Cette partie souffre globalement moins de compétition. Lorsque la couronne de *Miscanthus* est établie, d'autres espèces peuvent s'installer au centre, où les conditions nutritionnelles et lumineuses sont améliorées. Ainsi, au Japon, *Populus sieboldii* et *Betula maximowicziana* s'établissent dans les couronnes, tout comme d'ailleurs d'autres semis de *Miscanthus*.

La multiplication végétative spontanée de *M. x giganteus* semble peu efficace, car assez lente. Elle est plus active, mais apparemment guère plus, pour son parent *M. sacchariflorus*. Mais les variétés commerciales produisent des individus plus vigoureux et plus résistants que les plantes sauvages. Ces rhizomes peuvent devenir sources d'expansion (John Lucas, communication écrite). Le rhizome de *M. sinensis* a un port cespiteux et des rhizomes plus courts, donc peu aptes à la dissémination (Quinn et al. 2010).

Peu de données existent sur les possibilités de propagation de tous les *Miscanthus*, y compris les hybrides, par les tiges (Barney & DiTomaso 2010).

RESUME : Les traits propres à l'invasion sont-ils réunis chez *Miscanthus* ?

Les espèces géantes du genre *Miscanthus* accumulent tous les traits invasifs répertoriés pour les herbacées pérennes prises en exemples à titre de comparaison. Elles sont de grande taille, ont des rhizomes à enracinement profond et de grande longévité, bénéficient d'associations symbiotiques. Elles résistent aux pathogènes, tolèrent les situations stressantes, se reproduisent de manière très efficace tard en été, pratiquent la reproduction sexuée et/ou clonale. Elles ont également de grandes capacités à s'hybrider.

En outre, elles possèdent des capacités que n'ont pas les autres herbacées pérennes, et qui pourront fortement contribuer à leur succès invasif : une forte production photosynthétique liée à la voie en C4.

III. LES USAGES DE MISCANTHUS

Dans son aire d'origine, les chaumes étaient utilisés pour couvrir les toits de chaume des maisons et des temples, ainsi que la fabrication du charbon, tandis que les feuilles étaient consommées par le bétail ou utilisées comme fertilisant organique. Ces usages ont beaucoup baissé au Japon depuis les années 50.

3.1. Horticulture

M. sinensis et *M. sacchariflorus* sont utilisés pour l'horticulture depuis plusieurs décennies, et de nombreux cultivars ont été produits. Certains sont cultivés aux Etats-Unis depuis la fin des années 1800, et 4 variétés au moins étaient développées et vendues en 1907 (Quinn et al. 2010). Les premières cultures de *Miscanthus* en Europe (Italie, Allemagne) sont plus tardives : elles datent des années 1930. Comme aux Etats-Unis, il s'agit de cultivars ornementaux. D'autres cultivars horticoles ont été créés au cours des années 1970 en Allemagne (notamment par l'horticulteur Pagels). Les importations ont repris dans les années 1980 en Amérique du Nord. Ces créations continuent notamment à partir de *M. sinensis* (50 variétés horticoles selon Meyer & Tchida 1999 ; 100 selon Grounds 1998 dans Wilson & Knox 2006). En Angleterre, les plantations sont très développées au Sud-Est du pays, et les variétés nombreuses : 204 variétés rien que dans le comté de Cardiganshire (pays de Galle) par exemple (John Bailey, communication écrite). Mais on trouve d'autres champs dans les régions de Wales, West Cornwall, Devon, Somerset, Hereford, Lincolnshire.

En France, l'utilisation des *Miscanthus* comme plantes ornementales dans les espaces verts, les jardins privés ou les bords des routes (rond-points) est de plus en plus à la mode grâce à l'action dynamique des horticulteurs. La liste des variétés proposées sur Internet est impressionnante. Ainsi, sur le site des pépinières Minier, on peut trouver les variétés horticoles suivantes, créées au Japon, en Allemagne ou en France : Mi. S. Yakushima dwarf (île de Yaku Jima, Japon), M. s. Cabaret (Kokin Watanaba, Japon), M.s. Cosmopolitan (Toyoichi Aioki, Japon, 1940). M.s. Dronning Ingrid, ML.s. gracillinus, M.s. graziella

(créateur : Pagels, Allemagne), *M.s. kleine Silberspinne*, *M.s. Morning light* (connu depuis plus d'un siècle au Japon), *M. s. sarabande*, *M.s. sirene* (obtenu en France), *M.s. variegatus* (obtenu en France). Autre exemple trouvé sur Google : le site « Jardin du pic vert » propose 40 variétés de *M. sinensis* à la vente. On apprécie surtout la beauté du feuillage ou des épis en fin de saison, dont on a varié à l'infini les couleurs.

Ces variétés sont proposées sous forme de rhizomes. La production de graines semble rare, soit parce que la plante est stérile, soit parce que la floraison est très tardive.

Miscanthus sinensis plantés dans un jardin public marseillais
Photo René Thieffaine



3.2. Exploitation de la biomasse

Les tiges de *M. sinensis* et *M. x giganteus* sont utilisées pour la combustion pour alimenter les chaudières et fours industriels, grâce à leur pouvoir calorifique. En Allemagne, Autriche et Danemark, l'hybride est déjà utilisé en chauffage collectif. Ces tiges sont également utilisées pour le paillage horticole et pour la litière. D'autres perspectives d'utilisation se mettent en place : la transformation en agrocarburant (bioéthanol) par voie biologique ou thermo-chimique, et l'utilisation des fibres pour la fabrication de la pâte à papier. Les performances les plus élevées en termes de biomasse sont celles de *M. x giganteus* (Christian et al. 2008).

M. x giganteus a été introduit et cultivé en Europe à partir d'un hybride japonais datant de 1935. Les études pour la production de fibre cellulosique au Danemark ont été réalisées à la fin des années 1960. Les essais sur la production de bioénergie ont commencé au Danemark en 1983, en Allemagne en 1987. En 1997, des essais ont été amorcés en 5 emplacements en Europe, de la Suède au Portugal. « European Miscanthus Productivity Network » a été créé vers 1993, avec 18 sites de 10 pays différents. Les résultats de ces essais ont été synthétisés dans une publication de la Commission Européenne, *The Miscanthus Handbook* en 1997 (Walsh & McCarthy 1998, cité dans Ademe 2005).

Depuis, plusieurs cultivars ont été créés à partir de croisements entre formes sauvages ou cultivées des deux parents. Souvent d'apparences similaires, ces hybrides peuvent être différenciés par des recherches en génétique poussées jusqu'au niveau moléculaire (Hodkinson et al. 2002). Tous ces cultivars présentent une faible variabilité génétique, car ils sont tous d'un seul clone, le clone Aksel Olsen. Il existe cependant un deuxième clone cultivé au Royaume Uni, provenant du Japon (Greef et al. 1997). La surface totale des essais de *Miscanthus x giganteus* en Europe en 1995/1996 était de 170 ha. En Grande Bretagne, 15 000 ha étaient plantés depuis la fin des années 1990.

En France, le passage du stade expérimental au stade « industriel » de la culture de *Miscanthus* s'est produit au printemps 2006 en Bretagne, avec la mise en culture d'une surface de 40 ha plantée par Bical (Biomass Industrial Crops Ltd) Biomass France. 55 hectares ont été implantés en Ile-et-Vilaine au sein d'une coopérative de déshydratation en 2007. Une dizaine d'hectares a été plantée sur les terres polluées par l'ex-fonderie Metaleurop Nord à Noyelles-Godault (Pas-de-Calais), ainsi qu'en Seine-et-Marne en avril 2007 et une centaine d'hectares supplémentaires en 2008 dans le cadre de l'association Biomasse Energie Sud 77 (BES 77). Au total 600 hectares ont été plantés en 2007. Il y a également quelques

hectares en Moselle (ferme Courcel-Chaussy) et en Alsace. Plusieurs projets de recherche sur le taxon et les bioénergies en général sont en cours, en relation avec l'environnement scientifique de l'INRA et AgroParisTech.

La création du pôle de compétitivité à vocation mondiale « Industries et Agro-ressources », labellisé en Picardie et Champagne-Ardenne en 2005 a été l'occasion de développer ces cultures et de mettre en place les filières industrielles nécessaires à leur valorisation. L'INRA de Lille, la plateforme agri-environnementale de Mons (Belgique) et d'Estrée-Mons (Picardie), les biologistes de l'Université de Lille et de l'Université d'Amiens ont promu les premières cultures de *M. x giganteus* dans les Ardennes (Bizot 2009).

Les rendements deviennent intéressants après deux années, les cultures de *M x giganteus* atteignant leurs plus hauts rendements après 3 à 5 ans. Ce taxon donne un rendement moyen de 8000 à 9000 litres par ha en équivalent éthanol, qui pourrait monter à 20 000 litres par ha avec une meilleure maîtrise des techniques culturales et l'amélioration génétique. Les clones ont une très longue durée de vie de 20 à 25 ans. Ils sont en outre économes pour les nutriments puisqu'ils sont transloqués à l'automne, ce qui réduit l'usage des fertilisants. Ils ont peu de pathogènes (virus, maladie fongique, insectes) (Ademe 2008) et savent éliminer la concurrence des adventices de cultures après la première année, lorsque les pieds atteignent leur plein développement.

Les plantations de *Miscanthus* vont donc bon train. Elles sont vivement encouragées par les lycées agricoles, les conseils généraux, pour diversifier les revenus agricoles. Ainsi, de telles plantations sont proposées dans les opérations « Jachère fleurie » (cas du Conseil du Haut Rhin par exemple), autour des points de captage des eaux. Les lycées agricoles encouragent aussi les plantations, comme celui de Courcel Chaussy en Lorraine.

Plantation de *Miscanthus x giganteus* dans une parcelle expérimentale
Lycée de Courcel Chaussy, Lorraine



Mais l'hybride présente un certain nombre d'inconvénients : sa stérilité limite les essais d'hybridation avec ses parents pour en améliorer les capacités intéressantes pour l'agronomie, en termes de production et de qualité de biomasse. En effet, il est vendu sous forme de rhizomes, à partir d'une seule souche clonale, ce qui le rend très vulnérable aux pathogènes qui pourraient se développer dans le futur. La vente par rhizomes rend les coûts d'établissement onéreux, car il y a des pertes lors des plantations (les rhizomes sont particulièrement sensibles aux froids de l'hiver la première année). Par ailleurs, la plante ne pousse plus en-dessous de 6°C, ce qui limite sa culture en pays froid. Enfin, la stérilité de l'hybride

empêche toute création de nouveaux cultivars, qui passent par la voie de la fertilité. Pour toutes ces raisons, les ventes par graines rendraient l'utilisation de l'hybride plus aisée.

Les plantations de *M. sinensis* sont moins performantes aux latitudes tempérées, mais elles supportent le froid (jusqu'à - 26°C) et les épisodes de sécheresse. C'est pourquoi les cultures de cette espèce sont utilisées aux latitudes élevées. Au Danemark, les génotypes de *M. sinensis* du Japon peuvent atteindre les mêmes niveaux de production que *M. x giganteus*, qui sont eux limités par leur sensibilité au froid. Par ailleurs, *M. sinensis* a un potentiel de diversité génétique élevé, qui autorise la création de nouveaux cultivars aptes à surmonter les stress climatiques. Cette espèce en fait donc un candidat de choix pour sélectionner de nouveaux hybrides à partir d'écotypes de *M. sinensis* vers des zones encore plus sèches ou plus froides. Ces cultivars permettront d'étendre l'aire globale de culture en Europe (Stewart et al. 2009 ; Clifton-Brown & Lewandowski 2000 ; Clifton-Brown et al. 2001 ; 2002 ; Zub H.W. & Brancourt-Hulmel M. 2010)

15 génotypes ont été créés récemment. Parmi eux, 4 ont été testés pour leur productivité en biomasse et leur résistance au gel, afin de pouvoir les utiliser dans les plus hautes latitudes (Farrell et al. 2006). En particulier, deux hybrides issus par croisements entre différentes populations, dénommés génotype Sin-H6 (3n) et génotype Sin-H9 (2n) ont été testés pour leur tolérance au froid. Le génotype Sin-H9 apparaît être celui qui émerge le plus tôt au printemps (60% de son rhizome peut se développer en-dessous de 10°). Cet hybride est aussi le plus tolérant au gel (exposition à - 8°C sans dommages pour les feuilles), en relation avec la teneur en eau des feuilles. Toutefois, Sin-H9 ne présente pas de productivité massive au-delà de 2 ans parce que la translocation des éléments minéraux à l'automne se produit trop tardivement. Cela finit par limiter les stocks nécessaires à la production l'année suivante lorsque la plante prend de l'âge. Cette productivité continue à décroître avec le temps.

D'autres génotypes sont issus de *M. x giganteus* (Gig-2, 3n), ou de *M. sacchariflorus* (Sac-5, 4n), indigène aux zones subtropicales d'Asie.

Farrell et al. (2006) proposent de continuer les recherches, à partir des écotypes trouvés dans les habitats natifs. D'autres essais ont aussi été effectués pour trouver des génotypes résistants à la sécheresse. Les génotypes Sin-H6 (hybride naturel de *M. sinensis*, 3n) ; *M. sacchariflorus* (Sac-5, 4n) et *M. x giganteus* (Gig 3,3n) ont ainsi été testés en conditions contrôlés. Le génotype Sin-H6 est apparu le plus résistant à la sécheresse.

Les recherches de nouveaux génotypes se poursuivent pour améliorer les tolérances aux marges des zones favorables (Clifton-Brown et al. 2008). Parmi les caractères qui pourraient être sélectionnés en dehors de la tolérance au froid et à la sécheresse, la floraison précoce en pays froid apparaît intéressante pour la production de biocarburants. En effet, comme la plante tend à fleurir en fin d'été, sa sénescence, qui se produit après la floraison, se fait sans translocation des éléments nutritifs vers les rhizomes. Cela rend ses tiges riches en cendres et surtout, la rend plus dépendante des fertilisants.

Un nouveau type d'essais, plus récent, concerne la création de nouveaux hybrides *M. x giganteus* à 4 ou 6n, obtenus en laboratoire par doublement des chromosomes après un traitement novateur (Yu et al. 2009). Le but est d'augmenter la diversité génétique des plantes et de restaurer la fertilité. Ce permet d'améliorer les plants en taille ou en qualité, et ensuite de vendre ces plants par graines plutôt que par rhizomes.

3.4. Phytoremédiation

Les plantations de *Miscanthus* sont proposées en phytoremédiation des sols pollués. Ces cultures se font sur sols pauvres, peu propices au développement végétal. Elles sont vouées à être extraites dès que les niveaux de contamination sont redevenus acceptables. Les individus sont de faible vitalité et ne fleurissent pas.

RESUME : Les usages passés, présents et futurs du *Miscanthus* en Europe

Les usages en Europe sont nombreux, et se sont étendus récemment. En horticulture, les cultivars sont de plus en plus nombreux, et conseillés pour l'ornement des jardins privés et publics. Les plantations pour la biomasse et pour la phytoremédiation sont en progression constante. Devant certains inconvénients des

cultivars actuels (notamment la sensibilité au froid, les pertes lors de plantations par rhizomes, la vulnérabilité en raison d'une certaine pauvreté génétique), de nouveaux cultivars à haut degré de ploïdie, plus économes, plus performants au froid, et fertiles (donc vendus par graines) sont à l'étude. Ils formeront les plantations de l'avenir, dans tous les domaines précités.

IV. A QUEL STADE DE LA NATURALISATION EN EST-ON DANS LE MONDE ?

En raison de cultures anciennes, les formes férales de *M. sinensis* et *M. sacchariflorus* sont communes au Japon et à Taiwan (Holm et al. 1979). Dans les pays d'accueil, *M. sinensis* est pleinement naturalisé en Nouvelle Zélande (New Zealand Adventive Vascular Plant List.2006), en Australie de l'Ouest (Florabase, the western Australian Flora), aux Etats-Unis et en Europe.

Nous examinerons plus en détail deux parties du monde : Etats-Unis et Europe.

4.1. Etats-Unis : une dynamique d'invasion bien enclenchée

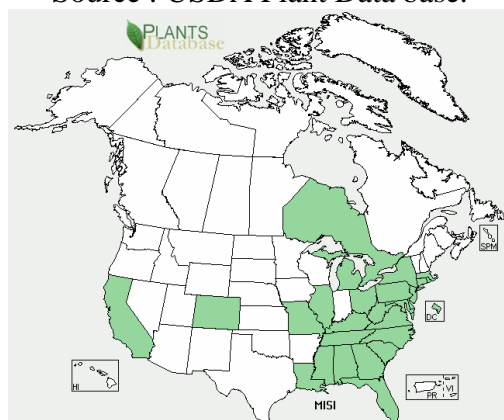
La naturalisation de *M. sinensis* et de *M. sacchariflorus* est actuellement bien avancée, certaines populations atteignant d'ailleurs le stade de l'invasion. La pression de propagule date de la fin du 19^{ème} siècle, et les premières observations de naturalisation datent de 1917. En 1940, les populations étaient déjà abondantes en Pennsylvanie, New Jersey et Washington dans les champs abandonnés, où elles étaient considérées comme une nuisance (Quinn et al. 2010). La naturalisation s'est donc faite assez rapidement, en 20 à 30 ans, et les tendances invasives sont apparues après 50 à 60 ans. La rapidité du processus peut s'expliquer par une pression de plantation élevée et simultanée dans une zone bioclimatique favorable, à hivers doux, ce qui allonge grandement la longueur de la saison végétative.

La capacité de dispersion, naturellement importante chez *Miscanthus*, a encore été renforcée par les sélections horticoles de taxons à floraison précoce. Au cours des années 80, plus de 50 nouvelles variétés ont été introduites, essentiellement en Allemagne et aux Etats-Unis. Ces cultivars ont été sélectionnés selon le critère d'une floraison précoce et sont également capables d'autofécondation (Huckenberry & Tchida 1999). En Floride, les tests de floraison effectués par Wilson & Knox (2006) ont démontré des variations sensibles dans la fertilité en fonction des sites : les cultivars sont globalement plus favorisés en Floride du nord (meilleure croissance, temps de floraison plus long et production de semences plus abondante, moins de pathogènes).

Actuellement, *M. sinensis* s'est déjà établi dans une large gamme d'habitats, des bords de routes, friches, zones rudéralisées, lisières forestières, parfois aux forêts cultivées. Sa répartition est bien répertoriée, et la plante est de plus en plus catégorisée comme plante invasive dans les flores, parmi les horticulteurs, et différents sites officiels (USDA NRCS 2110, USDA Forest Service 2006). On sait ainsi que certaines surfaces occupées sont parfois importantes : de 1m² à 1,5 ha, avec des densités de 15 000 individus par ha (EDDMaps 2010 dans Quinn et al. 2010). Les populations les plus fournies se trouvent dans l'état de Pennsylvanie, où une population s'étend sur environ 160 km le long d'une route. *M. sinensis*, semble avoir acquis de nouvelles capacités physiologiques en s'intégrant dans les sous-bois forestiers. L'établissement se fait à la suite d'une perturbation forestière, qui ouvre la canopée et permet l'installation de quelques individus. Ces individus persistent ensuite sous canopée fermée en utilisant avec efficacité les taches de lumière (Horton et al. 2010). D'après ces auteurs, cette capacité, rare chez les plantes en C4 pourrait s'expliquer par une sélection locale de génotypes capables de survivre à l'ombrage, à partir de cultivars horticoles.

Répartition des formes férales de *M. sinensis* aux Etats-Unis.

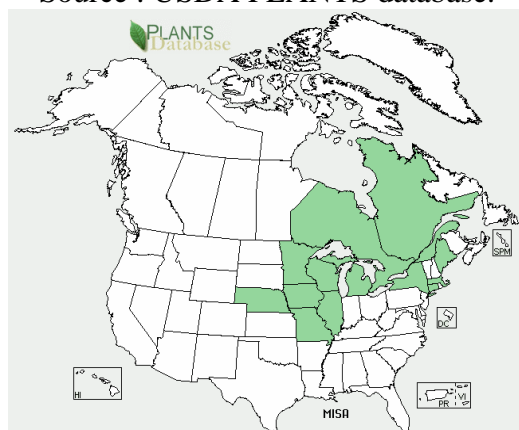
Source : USDA Plant Data base.



Miscanthus sacchariflorus s'est également naturalisé aux Etats-Unis, mais sur une aire plus réduite que *M. sinensis*. Cette plante est moins commercialisée que la précédente. Elle produit aussi peu de graines et ces graines semblent peu viables. Les formes naturalisées ont colonisé les sites humides (berges canalisées, bords de rivière) de plusieurs états (Iowa, Minnesota, Wisconsin).

Répartition des formes férales de *M. sacchariflorus* aux Etats-Unis.

Source : USDA PLANTS database.

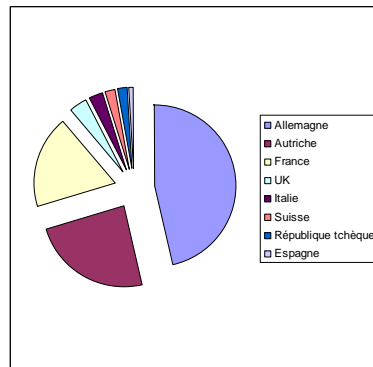


L'hybride planté *M. x giganteus* n'est pas répertorié naturalisé dans ce pays.

4.2. Europe

La synthèse présentée est la première effectuée sur l'histoire de la naturalisation de *Miscanthus* en Europe. Cette synthèse est le fruit d'enquêtes dans plusieurs types d'organismes (cf Annexe 3, tableau 2) et de compilations bibliographiques. Le tableau 3 (annexe 4) résume la liste de tous les sites (134) où ont été observées des populations échappées de *Miscanthus* en Europe. Les données proviennent de 8 pays, essentiellement d'Allemagne, d'Autriche, et de France.

Nombre de données par pays,
pour l'ensemble des taxons *Miscanthus*



Cette couverture géographique ne reflète que partiellement la réalité. Elle dépend en effet de l'intérêt des botanistes pour cette plante, ou plus précisément de leur intérêt pour la flore adventice des villes et des zones rurales, très inégale en fonction des pays et des régions. La rareté des observations en Italie et en Espagne découle sans doute d'une pression d'observation moindre.

D'autres facteurs à considérer sont le temps de résidence de la plante, et la pression de culture. Les pays impliqués les plus fortement dans le processus de naturalisation sont en effet aussi ceux qui connaissent des pressions de culture précoces et importantes.

Les données recueillies soulignent d'autres points intéressants.

1. Les espèces naturalisées

Les trois taxons sont présents, avec une forte dominance pour les parents sexués, reconnus également comme les plus invasifs, *Miscanthus sinensis* (74 sites) et *M. sacchariflorus* (52 sites). L'hybride *M. x giganteus* n'a été trouvé que dans 8 sites.

Toutefois, il n'a pas toujours été possible d'identifier le taxon, et certaines identifications n'ont pu être vérifiées. Toutefois, il reste étonnant que l'hybride soit présent dans le milieu naturel, en raison de sa stérilité et de ses difficultés à cloner. Il s'agit sans doute d'individus issus de rhizomes abandonnés en bordure de champ. Mais comme la négligence est un facteur important de dissémination des espèces clonales, il est important de le souligner.

2. Couverture biogéographique

La couverture biogéographique est pour l'instant assez étroite : en latitude, *Miscanthus* occupe une frange latitudinale entre 43 et 53 degrés de latitude Nord ; une frange longitudinale entre 7.54 O et 13.47 E. En altitude, les plantes ont été trouvées entre 0 et 500 m, mais la plupart des observations ont été faites en-dessous de 200 m. D'après ces premiers éléments, *Miscanthus* semble éviter les régions trop froides ou trop sèches. Cette répartition est donc différente que celle de l'Asie, où le genre peut atteindre des altitudes supérieures 1000 m pour des latitudes supérieures à 40°C.

Le froid reste donc, pour l'instant, un puissant facteur limitant de l'expansion du taxon, qui explique le manque d'observations au Danemark, où les plantations sont nombreuses. Pour ces mêmes raisons, la dissémination est faible vers le centre et le Nord de l'Angleterre ainsi que vers la partie la plus continentale de l'Europe centrale. Précisons qu'il s'agit pour l'instant de taxons peu transformés par l'homme. On peut s'attendre en revanche à un élargissement de l'aire globale de distribution avec les taxons qui arriveront sous peu sur le marché, associé à un réchauffement climatique (John Clifton-Brown, communication écrite).

3. Ancienneté des sites, extension des sites

La donnée de naturalisation la plus ancienne provient de l'Italie du Nord. Un exemplaire naturalisé a été trouvé dans l'herbarium de l'Université de Turin, daté de 1907 !

Miscanthus sinensis, collecté près du lac Majeur,
Herbarium de l'Université de Turin
Photo : Elena Barni



C'est également dans ce pays que la surface colonisée par *Miscanthus sinensis* est la plus importante : 5 à 6 ha. Notons que le milieu colonisé autour du lac Orta présente des points très favorables à l'extension rapide : un climat tempéré à hivers doux, une situation semi –rudérale, d'un boisement clair envahi par des exotiques, un abandon ancien de cet habitat (Elena Barni, communication écrite).

Site envahi par *M. sinensis*, Lac Orta, Italie
Photo : Elena Barni



Population de *Miscanthus sinensis*, lac Orta
Photo : Elena Barni

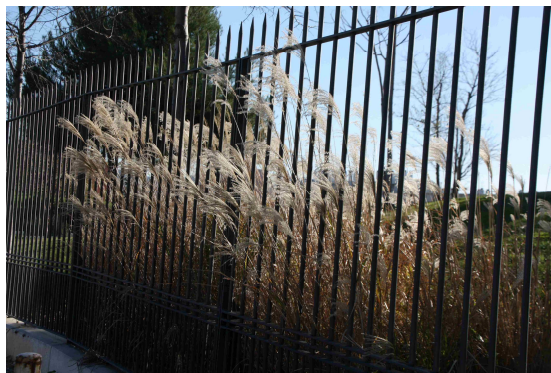


Les autres populations ont été observées plus récemment entre 1995 et 2010. Les surfaces occupées sont aussi plus faibles, de quelques dm² à quelques m². Ces surfaces semblent cependant s'étendre dans quelques cas. Ainsi, dans la vallée du Voralberg en Autriche, les populations se propagent nettement le long d'un bras de rivière. Un deuxième cas répertorié est situé à proximité de la Roche-sur-Yon en France : les populations se répandent à partir d'un rond-point, point de départ de la populations, vers les routes adjacentes, par petites touffes.

4. Habitats investis

Les *Miscanthus* s'échappent à partir des plantations de jardins et ronds-points ou à partir des friches des zones urbanisées. Les individus semblent capables de survivre en conditions difficiles, dans les fissures du béton, dans les déblais.

Miscanthus sinensis échappé, dans le jardin
Du 26^{ème} centenaire, Marseille
Photographie : René Thieffaine



Implantation des *Miscanthus* échappés, à l'entrée de l'autoroute d'Aubagne
proche du parc du 26ème centenaire, Marseille.

Photo : René Thiefaine



Un nombre conséquent d'observations démontre aussi que les plantes naturalisées se situent à proximité de champs, ou alors le long de rivières, de fossés ou de gravières. La dissémination par les rivières est souvent signalée dans la littérature. Elle a été vérifiée dans un cas particulièrement flagrant par M. Grabher : les huit micro-populations signalées au Voralberg en Autriche, qui colonisent une rivière, par taches de 1 à 5 m². Ce point mérite d'être souligné, car les rivières sont en général très favorables à l'implantation des exotiques. Les planter à proximité ne peut que favoriser la naturalisation.

Miscanthus sinensis échappé, se disséminant par micropopulations
le long d'un bras du Vieux Rhin,

Voralberg, Autriche

Photo : M. Grabher



5. Les modes de dispersion

L'implantation des taxons échappés se fait le plus souvent suite à des dépôts de rhizomes. Parfois, une dissémination par graines est reportée, soit parce qu'il n'existe aucune plantation aux alentours, soit parce que les plants fleurissent régulièrement (cas de La Roche-sur-Yon et de Marseille en France).

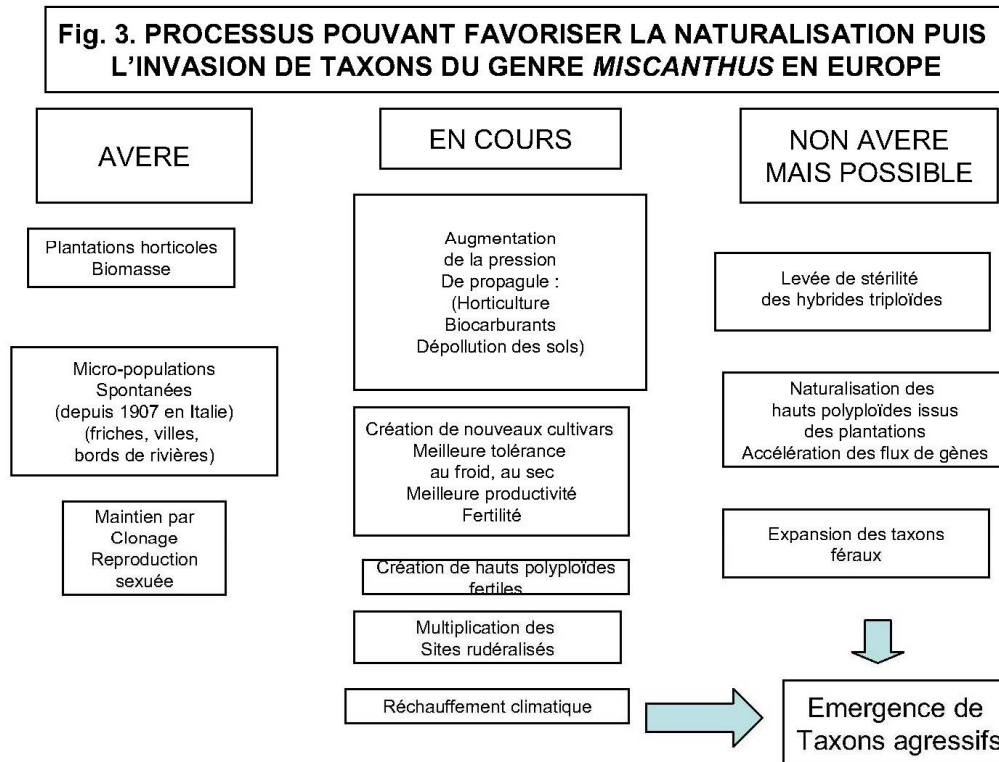
Les observations effectuées sur *Miscanthus* sont récentes, et les sites n'ont pas été suivis de manière systématique. Il n'est donc pas du tout exclu que les micropopulations s'installent dans la durée. Il est toutefois probable que la persistance dans le temps soit plus importante sous climats chauds qu'en climats froids, où la compétition avec les plantes en C3 est plus élevée. Cela expliquerait que l'importance de la population italienne. Clairement, une étude sur la durée semble donc nécessaire.

4.3. A-t-on ouvert la boîte de Pandore ?

La colonisation des *Miscanthus* féraux semble donc bien enclenchée en Europe. Elle pourrait passer au stade invasif avec une ampleur sans précédent dans les prochaines décennies, si les conditions environnementales restent aussi favorables (urbanisation, réchauffement climatique) et les pressions de plantations de plus en plus fortes. Les risques que représentent les transports de plantes ou de graines, de même que les dépôts de parties végétatives (tiges, rhizomes) après abandon des cultures, iront s'amplifiant. La vulnérabilité des zones humides et des milieux alluviaux est aussi à considérer dans l'avancée des taxons.

La création de nouveaux cultivars, toujours plus adaptés aux conditions climatiques de l'Europe est un facteur clé dans la propagation du genre. Il est possible que certaines populations puissent s'intégrer dans les forêts, comme cela a été observé aux Etats-Unis. Au regard de ces premiers résultats, il serait très intéressant de poursuivre les efforts d'observation et de suivi des plantes en voie de naturalisation dans tous les pays. Afin de mieux comprendre la dynamique d'expansion, il serait important de rechercher les populations en voie d'installation, de décrire les habitats investis, et d'effectuer un suivi régulier des micropopulations (leur densité, leurs capacités de reproduction et de clonage, les raisons de leur réussite ou de leur échec). Il serait aussi indispensable d'analyser la génétique des populations échappées, afin de déterminer l'évolution des génomes, l'origine des individus échappés, et l'implication des processus de clonage et de reproduction dans la dispersion.

La figure 3 reprend tous les éléments listés dans cette étude, afin d'établir un schéma prédictif d'invasion pour l'Europe. Toutefois, il convient d'être prudent, car il est difficile de prévoir de manière précise quelles seront les dynamiques de conquête de *Miscanthus* et quels processus seront réellement favorisés. Bien des événements peuvent encore entrer en jeu comme le développement de pathogènes, la concurrence avec d'autres herbacées pérennes, qui pourraient limiter l'expansion des taxons.



RESUME : l'invasion est-elle avérée ?

Le genre *Miscanthus* s'est largement répandu dans tous les pays du monde où il a été planté. L'invasion est avérée pour *M. sinensis* aux Etats-Unis, en Nouvelle-Zélande. En Europe, les connaissances sur le sujet sont très limitées pour l'instant. Mais l'enquête effectuée dans le cadre de ce travail prouve que le processus est en cours, grâce à la multiplication des plantations horticoles et agricoles. C'est en Italie que les surfaces envahies sont les plus importantes. En Angleterre, France, Autriche et Allemagne, les données sont plus nombreuses mais les surfaces colonisées bien plus réduites. Les individus échappés colonisent les villes, les friches urbaines, les voies de communication, les cours d'eau. Leur survie à long terme n'est pour l'instant pas connue, car aucune recherche en profondeur n'est effectuée, à la différence des Etats-Unis.

V. A-T-ON CONSCIENCE DU PROCESSUS EN COURS ?

Les recommandations à la prudence se multiplient dans le monde dans les sphères de la biologie de la conservation, relayées parfois au niveau politique. Ainsi, aux Etats-Unis, *M. sinensis* rentre dans la catégorie des plantes invasives. Les plantations ne sont toutefois pas interdites, même dans les états les plus touchés. Des restrictions sont toutefois imposées pour *M. sacchariflorus* dans le Massachusetts. Dans plusieurs pays, des organismes non gouvernementaux ainsi que des scientifiques tirent la sonnette d'alarme : USDA (United States Department of Agriculture) 2006 ; 2010 ; Meyer & Tchida (1999) ; Meyer (2004) ; Wilson & Knox (2006) ; Raghu et al. (2006). Ces avertissements ne concernent en général que *M. sinensis*. Par exemple, Barney & DiTomaso (2008 ; 2010), se référant au protocole WRA établi par Pheloung et al (1999) estiment que le potentiel invasif de l'hybride est limité en raison de sa stérilité. *M. x giganteus* n'est pas considérée comme une plante à risques aux Etats-Unis en raison de sa stérilité. Pour Gordon et al. (2008 ; 2010), qui ont classé 12 espèces exotiques utilisées comme biocarburants en fonction du système australien Weed Risk Assessment (WRA), *Arundo-donax* représente bien plus de dangers que *Miscanthus x giganteus*. De même en Italie, un protocole similaire, destiné au contexte

géographique de ce pays, a rejeté la culture de *M. sinensis* mais pas celle de *M. x giganteus* (Crosti et al. 2010). Barney & DiTomaso (2010) ne considèrent pas les plantations de cet hybride comme dangereuses en raison de leur stérilité. Il est étonnant que le programme Daisie (DAISIE European Invasive Alien Species Gateway) qui se préoccupe de répertorier les espèces invasives en Europe, n'ait pas inclus le genre *Miscanthus* comme plante dangereuse.

L'Union internationale de conservation de la nature (IUCN), lors d'un colloque à Nairobi en 2009, a souligné les potentialités invasives de *M. x giganteus* (Mauremootoo 2009) en dépit du manque de preuves actuellement sur l'implantation durable de l'espèce sur ce territoire, après 30 ans de plantations. De même, le programme GISP 2008 (The Global Invasive Species Programme) recommande la plus grande prudence dans ce domaine pour plusieurs plantes utilisées comme biocarburants, tout en reconnaissant la pertinence de ces cultures pour des millions de personnes, notamment dans les pays en voie de développement. Dans la liste d'espèces potentiellement dangereuses pour l'environnement, les trois taxons géants du genre *Miscanthus* y sont cités et classés dans la catégorie 1, la plus dangereuse. Le document de l'Ademe (2008) reconnaît un risque de naturalisation par voie végétative par les rhizomes (« risque imprévisible d'invasion »). En Australie, Low & Booth (2007) notent que *Miscanthus x giganteus* seul est prohibé, mais qu'on continue d'importer *M. sacchariflorus* et *M. sinensis*. Ces deux auteurs suggèrent d'interdire totalement les introductions des trois taxons.

Des conseils émanent de certains articles scientifiques. Reichard & White (2001) et Raghu et al. (2006) soulignent combien grande est la responsabilité de l'horticulture dans l'invasion de nombreuses plantes, notamment parmi les herbacées pérennes. Hockenberry-Meyer & Tchida (1999) ont identifié de nombreux cultivars fertiles parmi les introductions récentes en horticulture aux Etats-Unis : sur la base de leurs travaux, ils proposent d'interdire toute plantation horticole parmi les espèces du genre *Miscanthus*. Reichard & White (2010) et Quinn et al. (2010) proposent de mettre en place des mesures draconiennes afin de contrecarrer les invasions en cours aux Etats-Unis. Quinn et al. (2010) proposent de sélectionner des cultivars à moindres capacités invasives (à floraison tardive ou à graines non viables), de faire des plantations des deux parents trop proches, d'utiliser certaines hormones responsables du développement des parties reproductives, de faire très attention dans la manipulation des rhizomes lors des transports, d'éviter les plantations le long des routes et des rivières. Certains articles régionaux, émanant de sociétés botaniques, soulignent également les dangers des plantations à grande échelle (Magnanon et al. 2008 ; Bizot 2009).

Ces conseils restent toutefois insuffisants au regard des efforts entrepris pour la création de nouveaux cultivars et la multiplication des plantations. Les horticulteurs ne se soucient guère des implications que suscitent l'extension des plantations de *M. sinensis* dans les villes et le long de routes : aucune recommandation autres que de couper les plumets décoratifs avant l'automne ne ressort des sites web consultés. Les essais en cours pour créer de nouveaux cultivars ne sont soumis à aucun contrôle. Cela autorise tous les débordements, que ce soit dans les performances des taxons ou dans les publicités mises en œuvre pour encourager de telles plantations, sans y associer des conseils d'extrême prudence. Dans le domaine de la valorisation industrielle, les chercheurs semblent davantage conscients du problème, mais les recommandations pour éviter les invasions potentielles ne sont pas non plus évoquées, ou alors de manière très brève. Par exemple, aucune allusion aux potentialités invasives de *M. sinensis* n'est évoquée dans les articles de Clifton-Brown et Lewandoski ou autres collègues (cf bibliographie) qui prônent une extension des cultures de *M. sinensis* en Europe grâce à des ventes de graines plutôt que de rhizomes. Interrogé personnellement, John Clifton-Brown admet pourtant que les *Miscanthus* allopolyploïdes rendus fertiles pourraient devenir envahissants en Angleterre avec le réchauffement climatique. Pour faire passer la pilule, les chercheurs avancent d'autres arguments: *Miscanthus* par sa densité forme une barrière efficace aux intrants agricoles dans les cours d'eau; sert de refuge pour le gibier, de ressources alimentaires pour les oiseaux selon les cultures de *Miscanthus* abritent une intéressante diversité d'invertébrés, qui peuvent servir de ressources alimentaires aux oiseaux et aux mammifères ; la culture de *Miscanthus*, peu gourmande en herbicides, vaut mieux qu'une culture intensive polluante ; ces cultures contribuent à lutter contre les émissions de carbone (Lewandowski et al. 2003 ; Stewart et al. 2009). Ces arguments ne prennent pas en compte la dimension écologique de tels paysages : ces trois plantes sont des

exotiques, qui altèrent la physionomie des paysages européens déjà fortement perturbés par les activités humaines. Ajouter des plantations de *Miscanthus* en bordure de rivière, les fossés et les zones humides sur les bandes enherbées est un élément artificialisant supplémentaire, qui aurait tout à gagner à conserver ou retrouver quelques éléments de la flore nature des milieux humides.

Quelles seront les conséquences des manipulations agronomiques et horticoles sur la dynamique d'invasion? Il est certain que certains génotypes dont on tente d'améliorer les potentialités productives, la floraison précoce ou les performances vont pouvoir élargir leurs potentialités de colonisation vers toutes les zones marginales, s'ils sont fertiles. Quant aux hybrides triploïdes de *M. x giganteus* issus d'un seul clone, créés pour les biocarburants ou les espaces pollués, ils semblent peu dangereux pour l'instant, car naturellement peu aptes à doubler leur matériel chromosomique et peu aptes à la dispersion par clones. Toutefois, comme il a été précisé, la stérilité des triploïdes n'est pas éternelle !

Une voie plus rapide pour la naturalisation des espèces hybrides pourrait passer par la restauration de leur fertilité par doublement artificiel de leurs chromosomes et des possibilités d'autofécondation. Interrogés sur les risques, les chercheurs américains (Jack Juvik, communication personnelle) précisent que ces hexaploïdes ne serviront qu'à créer d'autres hybrides issus des parents, afin de créer de hauts polyploïdes impairs, qui seront stériles à l'état mature. Ces précisions ne sont cependant pas données dans l'article (Yu et al. 2009). Par ailleurs, le risque de dispersion des pollens hexaploïdes rendus viables en dehors des zones d'expérimentation n'est pas nul. Il en est de même pour leurs capacités de clonage, renforcées par les sélections de hauts polyploïdes. La contamination environnementale par ces nouveaux génotypes fertiles conduira à une altération non seulement des écosystèmes touchés mais aussi de nos paysages.

VI. DOIT-ON PROMOUVOIR LA CULTURE DES MISCANTHUS EN EUROPE ?

Il est clair que les cultures de *Miscanthus* apportent de nombreux bénéfices pour l'homme : diversification des cultures agricoles, agrément des villes, dépollution, profits divers. Mais il faudrait impérativement garder à l'esprit que les plantations sont les plus sûres sources de naturalisation et d'invasion de ces taxons. Les cultures de *Miscanthus* devraient restées strictement contrôlées et raisonnées. Pour ce faire, il faut impérativement utiliser des taxons non invasifs, testés pour leur absence de fertilité. Il faut aussi limiter les surfaces plantées afin de pouvoir détruire aisément les taxons échappés, même stériles. Ces champs ne doivent pas être à proximité immédiate de rivière, ni en bordures de routes. Une gestion stricte des déchets est également impérative, avec destruction des rhizomes après utilisation. Les plantations de taxons fertiles doivent être évitées absolument. D'ailleurs, les hauts polyploïdes fertiles qui vont bientôt remplacer les hybrides triploïdes pour les biocarburants et les sols pollués ne devraient tout simplement pas être créés au regard des risques encourus (accélération des flux de gènes ; renforcement de la capacité invasive par renforcement des capacités de clonage et des résistances aux pathogènes). Il faudrait en tout cas ne pas les acheter, et en dénoncer les dangers.

En horticulture, les taxons fertiles devraient être interdits à la vente au lieu d'être vantés dans les catalogues. Pour justifier cette décision, il est impératif d'informer les pouvoirs publics des risques encourus. Il existe suffisamment d'espèces horticoles à planter aux bords des routes et dans les jachères fleuries pour y ajouter des taxons aussi invasifs ! Il faudrait également détruire les parterres de *Miscanthus* horticoles plantés un peu partout actuellement.

Ces recommandations ne concernent d'ailleurs pas que le genre *Miscanthus* : *Phalaris*, *Cortaderia*, *Fallopia*, *Sorgho* et *Panicum* sont déjà cultivés en plein champ pour la biomasse notamment, malgré leurs capacités invasives reconnues.

Les horticulteurs, les chercheurs en amélioration génétique, les lycées agricoles, les pouvoirs publics portent actuellement une lourde responsabilité dans l'extension actuelle de cultures massives et anarchiques, basées sur l'intensification et le profit immédiat. Ils sont également responsables de l'ignorance dans laquelle ils laissent les acheteurs. Ils en porteront une bien plus grande lorsque les taxons du genre *Miscanthus* arriveront à un degré d'invasion insupportable pour l'économie humaine et pour les paysages.

Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à Philippe Goetghebeur, de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, de m'avoir permis de réaliser cette étude. Les discussions qui ont suivi ont également très utilement amélioré mes conclusions.

Mes remerciements vont ensuite à Mireille Ollivier, documentaliste au LIEBE, pour la recherche bibliographique fouillée qu'elle m'a faite sur le sujet, et qui m'a été indispensable pour cette méta-analyse.

Je tiens également à remercier Lauren Quinn, chercheur à l'université d'Illinois, pour les échanges fructueux que j'ai pu avoir avec elle sur le sujet.

Guillaume Decocq, Jean-luc Pujol, Philippe Laval, Jean-François Masfarau ont eu l'amabilité de relire et de commenter le manuscrit. Qu'ils en soient ici vivement remerciés

Martin Deuter et Marcus Grabher m'ont fourni de nombreux renseignements sur des localités d'individus échappés en Allemagne et en Autriche. Elena Barni m'a signalé une belle population en Italie, et s'y est déplacée pour vérifier l'état de la population et le type d'habitat colonisé. Emilie Charrue, du lycée agricole de Courcelle Chaussy, m'a permis de visiter les plantations du lycée, et donné des renseignements très précieux. Mais bien d'autres contributeurs botanistes m'ont aidée dans cette étude : Guillaume Fried, Valery Malecot, Pascal Lacroix, Stephanie Hudin, François Siorat, Julien Geslin, Patricia Vahraneev, Nicolas Leblond, Veronique Bonnet, Marc Willemenot, Henri Michaud, Isabelle Manchon, Aymeric Waterlot, Laetitia Hugot, Enora Leblay, Ronan Arhuro, Sarah Brunel, Michael Hohla.

En Allemagne, en Suisse, en Belgique et en Angleterre, j'ai également trouvé plusieurs chercheurs ou amateurs éclairés parmi les botanistes amateurs ou universitaires qui m'ont fourni des données inédites dans mes conclusions. Certains botanistes (René Thiefaine, Marcus Grabherr, Elena Barni) m'ont aussi envoyé des photos des populations échappées qui ont très utilement illustré ce texte.

Références

Abhilasha, D. & Quintana N. (2008) "Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora?" *Journal of Ecology* 96, 5, 993-1001.

Abbott R. 1992 Plant invasions, interspecific hybridization and the evolution of new plant taxa. *Tree*, 7, 12, 401-404.

Ademe 2008 *Grignon énergie positive. Intérêt et potentialités de la production de Miscanthus*. Rapport intermédiaire. Ferme expérimentale AgroParisTech Projet Energie positive.

An G.H., Miyakawa S., Kawahara A., Osaki M. & Ezawa T. 2008 Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi associated with pioneer grass species *Miscanthus sinensis* in acid sulphate soils: Habitat segregation along pH gradients. *Soil Science and Plant nutrition*, 54, 517-528.

Arduini I., Masoni A. & Ercoli L. 2006 Effects of high chromium application on *Miscanthus* during the period of maximum growth. *Environmental and Experimental Botany* 58, 234-254.

Bailey J. 2003 Japanese knotweed s.l. at home and abroad. Dans: "Plant invasions: ecological threats and management solutions" Child L., Brook J.H, Brundu G., Prach K., Pysek P., Wade PM, Williamson M. (eds). Leiden, Backhuys Publishers, pp 183-196.

Bailey J. 2010 Opening Pandora's seed packet. *Invasive Aliens. The Horticulturist*, 21-24.

Barney J.N. & Di Tomaso J.M. 2008 Non native species and bioenergy : are we cultivating the next invader ? *Bioscience* 58, 1, Academic Research Library, 64-70.

Barney J.N. & DiTomaso J.M. 2010 Invasive species biology, ecology, management and risk assessment: evaluating and mitigating the invasion risk of biofuel crops. Dans: "Plant Biotechnology for sustainable production of energy and Co-Products. Biotechnology in Agriculture and Forestry", 66, Mas P.H.et al. (eds), pp 263-284.

Beale C.V. & Long S.P. 1997 Seasonal dynamics of nutrient accumulation and partitioning in the perennial C4 grasses *Miscanthus x giganteus* and *Spartina Cynosuroides*. *Biomass and Bioenergy* 12, 6, 419-428.

- Bizot A. 2009 *Miscanthus x giganteus* J.M. Greef & Deuter ex Hodk & Renvoize, une nouvelle graminée récemment cultivée dans les Ardennes. *Bulletin Société Histoire Naturelle des Ardennes* 99, 59-64.
- Bossford O., Auge H., Lafuma L., Rogers W.E., Siemann E. & Prati D. 2005 Phenotypic and genetic differentiation between naive and introduced populations. *Oecologia* 144, 1-11.
- Christian DG, Riche A.B. & Yates N.E. 2008 Growth, yield and mineral content of *Miscanthus x giganteus* grown as a biofuel for 14 successive harvests. *Industrial crops and Products* 28, 320-327.
- Clifton-Brown J.C. & Lewandowski I. 2000 Overwintering problems of newly established *Miscanthus* plantations can be overcome by identifying genotypes with improved rhizome cold tolerance. *New Phytologist* 148, 287-294.
- Clifton-Brown J.C., Lewandowski I., Anderson B., Basch G., Christian D.G., Bonderup-Kjeldsen J., Jorgensen U., Mortensen J., Riche A.G., Schwarz K.U., Tayebi K. & Teixeira F. 2001 Performance of 15 *Miscanthus* genotypes at five sites in Europe. *Agronomy Journal* 93, 1013-1019.
- Clifton-Brown J.C. Lewandowski I., Bangerth F. & Jones M.B. 2002 Comparative responses to water stress in stay-green, rapid- and slow senescing genotypes of the biomass crop, *Miscanthus*. *New Phytologist* 154, 335-345.
- Clifton-Brown J.C., Breuer J., Jones M.B. 2007 Carbon mitigation by the energy crop, *Miscanthus*. *Global Change Biology* 13, 2296-2307.
- Clifton-Brown J., Chiang Y. & Hodkinson T.R. 2008 *Miscanthus*: Genetic resources and breeding potential to enhance bioenergy production. Dans: "Genetic Improvement of bioenergy crops", W., Vermerris (ed), pp 273-294.
- Clifton-Brown J., Robson P., Sanderson R., Hastings A., Valentine J. & Donnison I. 2011 *Thermal requirements for seed germination in Miscanthus compared with Switchgrass (Panicum virgatum), Reed canary grass (Phalaris arundinaceae), Maize (Zea mays) and perennial ryegrass (Lolium perenne)*. *GCB Bioenergy*, in press.
- Crosti R. 2009 *Invasiveness of biofuel crops and potential harm to natural habitats and native species. Version finale. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Rapport Conseil de l'Europe 15 décembre 2009 T-PVS/Inf (2009) 6.*
- Crosti R., Cascone C. & Cipollaro S. 2010 Use of a weed risk assessment for the Mediterranean region of Central Italy to prevent loss of functionality and biodiversity in agro-ecosystems. *Biological Invasions*, 12 (6): 1607-1616. doi: 10.1007/s10530-009-9573-
- Culley T.M. & Hardiman N.A. 2007 The beginning of a new invasive plant: a history of the ornamental callery near in the United States. *BioScience* 57, 956-964.
- Cushman J.H. & Gaffney K.I. 2010 Community-level consequences of invasion: impacts of exotic clonal plants on riparian vegetation. *Biological Invasions* 12, 2765-2776.
- DAISIE <http://www.europe-aliens.org>
- Davis M.I., Grime J.P. & Thompson K. 2000 Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88, 528-534.
- Decruyenaere J.G. & Holt J.S. 2005 Ramet demography of a clonal invader, *Arundo donax* (Poaceae), in Southern California. *Plant and Soil* 277, 41-52.
- DiTomaso J. M., Barney J. N. & Fox A.M. 2008 *Biofuel Feedstocks: The Risk of Future Invasions*. The Council for Agricultural Science and Technology (CAST).
- Durka W., Bossdorf O., Prati D. & Auge J. 2005 Molecular evidence for multiple introductions of garlic mustard (*Alliaria petiolata*, Brassicaceae) to North America. *Molecular Ecology* 14, 1697-1706.
- Eckert B., Weber O.B., Kirchoff G., Halbritter A., Stoffels M. & Haretmann I. 2001 *Azospirillum doebereineri* sp. Nov. A nitrogen-fixing bacterium associated with the C4 grass *Miscanthus*. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, 51, 17-26.
- Ezaki B., Nagao E., Yamamoto Y, Nakashima S. & Eza T.E. 2008 Wild plants, *Andropogon virginicus* L. and *Miscanthus sinensis* Anders, are tolerant to multiple stresses including aluminum, heavy metals and oxidative stresses. *Plant cells* 27:951-961.

- EDDmaps 2001 Early detection and distribution mapping system, The University of Georgia – Centre for Invasive species and Ecosystem Health. <http://www.eddmaps.org/>
- Farrell A.D., Clifton-Brown J.C., Lewandowski I. & Jones M.B. 2006 Genotypic variation in cold tolerance influences the yield of *Miscanthus*. *Annals of Applied Biology* 14, 337-345.
- Gifford A., Ferdy J.B. & Molofsky J. 2002 Genetic composition and morphological variation among populations of the invasive grass, *Phalaris arundinacea*. *Canadian Journal of Botany* 80, 779-785
- GISP 2008 Biofuel crops and the use of non-native species: mitigating the risks of invasion. www.issg.org/database ; www.gisp.org
- Gordon, D.R., D.A. Onderdonk, A.M. Fox, R.K. Stocker & C. Gantz. 2008 Predicting Invasive Plants in Florida using the Australian Weed Risk Assessment. *Invasive Plant Science and Management* 1, 178-195.
- Gordon D.R., Tancig K.J., Onderdonk D.A. & Gantz C.A. 2010 Assessing the invasive potential of biofuel species proposed for Florida and the United States using the Australian Weed Risk Assessment. *Biomass and Bioenergy* <http://www.elsevier.com/locate/biombio> 1-6;
- Greef J.M. & Denter M. 1993 Syntaxonomy of *Miscanthus x giganteus* GREEF et DEU *Angewandte Botanik* 67, 87-90.
- Greef J.M., Deuter M., Jung C. & Schondelmaier J. 1997 Genetic diversity of European *Miscanthus* species revealed by AFLP fingerprinting. *Genetic Resource Crop Evolution* 44, 185-195.
- Gressel J. 2005 The challenges of ferality. Dans: Crop ferality and volunteerism. OECD (Organisation for economic co-operation and development, J. Gressel (editeur), pp 1-7.
- Grimes J.P. 1974 Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250, 26-231.
- Guo Z. & Miao X. 2010 Growth changes and tissues anatomical characteristics of giant reed (*Arundo donax* L.) in soil contaminated with arsenic, cadmium and lead. *J. Cent. South Univ. Technol.* 17: 770-777
- Hänfling B. & Kollmann J. 2002 An evolutionary perspective of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 12, 545-546.
- Hockenberry-Meyer M. & Tchida C.L. 1999 *Miscanthus Anderss.* produces viable seed in four USDA hardiness zones. *Environmental Horticulture* 17, 3, 137-140
- Hockenberry-Meyer M. & Anderson J.P. 2010 Competitive ability of invasive *Miscanthus* biotypes with aggressive switchgrass. *Biological Invasions* DOI 10.1007/s10530-010-9773-0.
- Hodkinson T.R., Renvoize S.A. & Chase M.W. 1997 Systematics in *Miscanthus*. *Aspects Applied Biology* 49, 189-198.
- Hodkinson T.R., Chase M.W. & Renvoize S.A. 2002 Characterization of a genetic resource collection for *Miscanthus* (Saccharinae, Andropogoneae, Poaceae) using AFLP and ISSR PCR. *Annals of Botany* 89, 627-636.
- Holm L. J., Pancho J., Herberger J. & Plucknett D. 1979 *A Geographical Atlas of World Weeds*. John Wiley and Sons.
- Horton J.L., Fortner R. & Goklany M. 2010 Photosynthetic characteristics of the C4 invasive exotic grass *Miscanthus sinensis* Andersson growing along gradients of light intensity in the Southeastern United States. *Castanea* 75, 1, 52-66.
- Jahandiez E. 1932 Contributions à l'étude de la flore du département du Var. *Annales Société Histoire Naturelle Toulon* 16, 1-19.
- Jones M.B. & Walsh M. 2001 *Miscanthus – for Energy and Fibre*. James and James Sciences Publishers, Londres.
- Kayana M. 2001 Comparison of the Aluminium tolerance of *Miscanthus sinensis* Anderss. and *Miscanthus sacchariflorus* Bentham in Hydroculture. *Int. J. Plant Sci.* 16115, 125-1031.
- Keil P. & Loos H 2005 *Non-established adventive plants in the western and central Ruhrgebiet (Northrhine-Westphalia, Germany) – a preliminary overview*. Electronic Publications of the Biological Station of Western Ruhrgebiet 5, 1-16
- Kowarik I. 2003 *Biologische Invasionen: Neophyten in Mitteleuropa*. Ulmer, Stuttgart.
- Kowarik I. 2005 *Urban ornamentals escaped from cultivation*. Dans: “Crop ferality and Volunteerism”, OECD (J. Gressel edi.) pp 97-114.

- Lambrinos J.G. 2001 The expansion history of a sexual and asexual species of *Cortaderia* in California, USA. *Journal of Ecology* 89, 1, 88-98.
- Lewandowski I., Clifton-Brown J.C., Scurlock J.M. & Huisman W. 2000 *Miscanthus*: European experience with a novel energy crop. *Biomass and Bioenergy* 19, 209-227.
- Lewandowski I., Scurlock J., Lindvall E. & Christou M. 2003 The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass & Bioenergy* 25, 335-361.
- Linde-Laursen I.B. 1993 Brief report. Cytogenetic analysis of *Miscanthus* 'Giganteus', an interspecific hybrid. *Hereditas* 119, 297-300.
- Long S.P. 1999 *Environmental responses*. Dans : "C4 Plant Biology", Kluwer Academic Press, R. Sage and R.K. Monson (eds.), pp. 215-242.
- Low T. & Booth C. 2007 The weedy truth about biofuels. Dans: "The invasive species council", Melbourne. (www.invasives.org.au)
- Mack R.N. 2000 Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental stochasticity. *Biological Invasions* 2, 111-122.
- Magnanon S., Haury J., Diard L. & Pelloté F. 2007. *Liste des plantes introduites envahissantes (plantes invasives) de Bretagne*. Conseil Scientifique du Patrimoine naturel de Bretagne.
- Mauremootoo J. 2009 Exploring the links between biofuel production systems and invasive species. Workshop on Biofuels and Invasive Species, Nairobi, Kenya, 20-22 April 2009.
- Merigliano, M.F. & P. Lesica. 1998. The native status of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.) in the inland Northwest, U.S.A. *Natural Areas Journal* 18:223-230.
- Moyle, J.B. 1945. Some chemical factors influencing the distribution of aquatic plants in Minnesota. *The American Midland Naturalist* 34:402-420.
- Meyer M.H. & Tchida C.L. 1999 *Miscanthus Anderss.* Produces viable seed in four USDA hardiness zones. *Journal Environ. Hort.* 17, 137-140.
- Meyer M.H. 2004 *Miscanthus*: ornamental and invasive grass. [Http:// horticulture/coafes.umn.edu/miscanthus/](http://horticulture.coafes.umn.edu/miscanthus/)
- Naidu S.L., Moose S.P., Al-Shoabi A.K., Raines C.A. & Long S.P., 2003 Cold tolerance of C4 photosynthesis in *Miscanthus x giganteus*: Adaptation in amounts and sequence of C4 photosynthetic enzymes. *Plant Physiology* 132, 3, 1688-1697.
- Nishizono H., Kubota K., Suzuki S. & Ishu F. 1989 Accumulation of heavy metals in cell walls of *Polygonum cuspidatum* roots from metalliferous habitats. *Plant Soil physiology* 30, 4, 595-598.
- Outlaw W., J.R. Mitchell, C. Tarczynski, L. Anderson T. 1982 Taxonomic Survey for the Presence of Ribulose-1,5-Bisphosphate Activity in Guard Cells' *Plant Physiology* 70, 1218-1220
- Pheloung PC, William PA, Halloy SR 1999 A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57, 239-251.
- Quinn L. & Holt J.S. 2008 Ecological correlates of invasion by *Arundo donax* in three southern California riparian habitats. *Biological Invasions* 10, 591-601.
- Quinn L.D., Allen D.J. & Stewart J.R. 2010 Invasiveness potential of *Miscanthus sinensis*: implications for bioenergy production in the United States. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2010.01062.X
- Quinn L.D., Matlaga D.P., Stewart J.R. & Davis A.S. soumis. Empirical evidence of long distance dispersal in *Miscanthus sinensis* and *Miscanthus x giganteus*.
- Raghu S., Anderson R.C., Daehler C.C., Davis A.S., Wiedenmann R.N., Simberloff D. & Mack R.N. 2006 Adding biofuels to the invasive species fire ? *Science* 313, 1742
- Ramsey J., & Schemske D.W. 1998 Pathways, mechanisms, and rates of polyploid formation in flowering plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 467-501.
- Reichard S.H. & White P. 2001 Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *Bioscience* 51, 2, 103-113.
- Rejmanek M. 2000 Invasive plants: approaches and predictions. *Australian Ecology* 25, 497-506.
- Richardson D.M. & Pysek P. 2006 Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30, 3, 409-431.

- Schnitzler A., Hale B. & Alsum E.M. 2007 Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138, 146-156
- Schnitzler A., Hale B. & Alsum E.M. 2007 Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation*, 138, 146-156.
- Schnitzler A. & Bailey J. 2008 Polymorphisme génétique et plasticité phénotypique: deux atouts pour la dispersion des renouées asiatiques ? *Revue Ecologie (Terre, Vie)* 63, 209-217.
- Semere T. & Slater F.M. 2007 Invertebrate populations in *Miscanthus* (*Miscanthus x giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. *Biomass and Bioenergy* 31, 30-3.
- Spencer D.F., Stocker R.K., Liow P.S., Whitehande L.C., Ksander G.G., Fox A.M., Everitt J.H. & Quinn L.D. 2008 Comparative growth of giant reed (*Arundo donax* L.) from Florida, Texas, and California. *Journal Aquatic Plant Management* 46, 89-96.
- Starr, F., K. Starr, & L. Loope. 2003. *Cortaderia* spp.. United States Geological Survey: Biological Resources Division, Haleakala Field Station, Maui, Hawaii. Available from: http://www.hear.org/pier/pdf/pohreports/cortaderia_spp.pdf [Accessed 02 December 2003].
- Stewart J.R., Toma Y., Fernandez F.G., Nishiwaki A., Yamada T. & Bollero G. 2009 The ecology and agronomy of *Miscanthus sinensis*, a species important to bioenergy crop development, in its native range in Japan: a review. *GCB Bioenergy* 1, 126-153.
- Tiébré M.S., Bizoux J.P., Hardy O.J., Bailey J.P. & Mahy G. 2007 Hybridization and morphogenetic variation in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. *American Journal of Botany* 94, 1900-1910.
- USDA Forest Service 2006 Weed of the Week: Chinese Silvergrass (*Miscanthus sinensis* Anders.). http://na.fs.fed.us.fhp.invasive_plants/weeds/Chinese-silvergrass
- USDA 2010 About the weeds of the US. Available at http://plants.usda.gov/about_invasive.html
- Vallino M., Massa N., Lumini E., Bianciotto V., Berta G. & Bonfante P. 2006 Assessment of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in roots of *Solidago gigantea* growing in a polluted soil in Northern Italy. *Environmental Microbiology* 8, 6, 971-983.
- Weber E. 1997 Morphological variation of the introduced perennial *Solidago canadensis* L. sensu lato (Asteraceae) in Europe. *Botanical Journal of the Linnean Society* (1997), 123: 197–210
- Weber E. 1998 The dynamics of plant invasions : a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *Journal of Biogeography* 25, 147-154.
- Weber E. & Schmid B. 1998 Latitudinal population differentiation in two species of *Solidago* (Asteraceae) introduced into Europe. *American Journal of Botany* 85, 9, 1110-1121.
- Weber E. 2001 Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago*) in Europe. *Conservation Biology* 15, 1, 122-128.
- Weber E. & Gut D. 2004 Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal of Nature Conservation* 12, 171-179.
- Weber E. & Jakobs G. 2005 Flora 2000 (2005) 109–118 Biological flora of central Europe: *Solidago gigantea* Aiton
- Werner P.A., Bradbury I. & Grossi R. 1990 The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis* L. *Canadian Journal Plant Science* 60, 1393-1409.
- Wilson S.B. & Knox G.W. 2006 Landscape performance, flowering and seed viability of 15 Japanese Silver Grass cultivars grown in Northern and Southern Florida. *HortScience* 44, 7, 2031-2034.
- Wilson R.L. & Koch W.A. 2009 Identification of sterile, non invasive cultivars of Japanese Spirea. *HortScience* 4, 7, 2031-2034.
- Yang R., Hu G., Tang J. & Chen X. 2004 Effects of metal lead on growth and mycorrhizae of an invasive plant species (*Solidago canadensis* L.). *Journal of Environmental Science* 20, 739-744.
- Yu C.Y., Kim H.S., Rayburn A.L., Widholm J.M. & Juvik J.I. 2009 Chromosome doubling of the bioenergy crop *Miscanthus x giganteus*. *GCB Bioenergy* 1, 404-412.
- Zub H.W. & Brancourt-Hulmel M. 2010 Agronomic and physiological performances of different species of *Miscanthus*, a major energy crop. *A review. Agro. Sustain. Dev.* 30, 201-214.

ANNEXE 1 : Glossaire

Polyploïdes

La polyploïdie (multiplication du nombre de base des chromosomes) est un processus majeur d'adaptation et de spéciation chez les plantes. Elle se produit au sein d'un même individu (autopolyploïdie ou mutation endogène) ou entre plusieurs espèces par hybridation (allopolyploïdie). La polyploïdie engendre souvent des individus stériles, mais les barrières de la stérilité peuvent être levées à long terme.

Les triploïdes se forment le plus souvent par l'union d'un gamète non réduit ($2n$) avec un gamète réduit (n). Ces triploïdes sont souvent stériles car ils possèdent un nombre impair de chromosomes. Ils génèrent des gamètes à $3n$, mais également, de faibles fractions de gamètes à n ou $2n$. Ces derniers, par croisement avec des diploïdes, donnent des tétraploïdes fertiles.

Phénotype, Génotype

Pour les espèces à large répartition écologiques ou celles inféodées à des milieux très hétérogènes, on constate souvent de très fortes variations morphologiques ou physiologiques dans les formes sexuées, les périodes de floraison ou fructification par exemple. Ces variations peuvent être dues à une certaine plasticité des formes, réversible si on change la plante de milieu, ou un polymorphisme génétique, héréditaire, qui ne varie pas même en cas de transplantation.

Sympatrie : côtoiement d'espèces apparentées. La sympatrie peut se produire naturellement lors des migrations postglaciaires par exemple, ou lorsqu'une barrière écologique est franchie. Elle peut être liée à l'homme, qui plante côte à côte des espèces qui n'étaient pas en contact dans leur aire de distribution naturelle.

Voie photosynthétique en C3 et en C4

La voie photosynthétique en C4 diffère de la voie en C3 au niveau de la phase non photochimique de la photosynthèse, au cours de laquelle l'énergie solaire, convertie en énergie chimique, intègre le dioxyde de carbone pour le transformer en sucres. Les enzymes des plantes en C4 sont activées à des pressions partielles en CO_2 plus faibles que celles nécessaires aux enzymes de la voie en C3. Cela leur permet de moins ouvrir leurs stomates, ce qui évite les pertes d'eau. Elles utilisent aussi l'azote de manière plus efficace. Toutefois, elles requièrent davantage d'énergie lumineuse et calorifique que les plantes en C3, ce qui les limite aux régions chaudes.

ANNEXE 2

Baldingère faux-roseau *Phalaris arundinacea* L. (Poacée) Source : Merigliano & Lesica. 1998; Gifford et al. (2002) ; Lewandovski et al. (2003)

Le faux roseau est natif des régions tempérées froides de l'Europe, de l'Asie et de l'Amérique du nord. Il occupe de nombreuses zones humides, mais tolère les milieux secs. Leurs écotypes naturels sont très nombreux. La plante atteint 3m de haut, la densité de ses tiges et de ses feuilles est très élevée. Ses rhizomes atteignent des diamètres de 1 cm, et forme un réseau très dense dans le sol jusqu'à plus de 3m de profondeur. La voie photosynthétique est en C3. La productivité primaire est élevée (7 à 18 to de matière sèche par ha et par an). La durée de vie d'un plant est d'environ 10 ans. L'espèce se reproduit par voie clonale et sexuée (autofécondation exclue). Les semences sont de petite taille et très nombreuses. Le faux-roseau sécrète plusieurs types de molécules (alcaloïdes) à effet allélopathique. Il est sensible à très peu de pathogènes.

Les usages traditionnels sont le fourrage, les chaumes pour toitures ainsi que pour l'ornement. Les cultivars sont nombreux dans le monde (au moins une dizaine). Des cultivars européens ont été importés en 1850 en Amérique du Nord. Certains de ces cultivars ont été sélectionnés pour leur robustesse particulièrement robustes ont envahi par voie clonale et sexuée de nombreuses zones humides et bords de rivières endiguées. Il est admis que la naturalisation des cultivars a permis une grande extension de l'espèce en Amérique du Nord. Des hybridations entre cultivars, espèces férales et espèces natives n'ont pas été clairement établies, mais sont probables sur ce continent.

Des usages nouveaux se profilent pour cette espèce, en tant que biocarburant, avec création de nouveaux types de cultivars moins gourmands en éléments minéraux, un taux de lignine plus élevé.

La canne de provence *Arundo donax* (Poacée). Sources : Decruyenaere & Holt 2005; Barney & DiTomaso 2008; Guo Z. & Miao X. 2010.

La canne de Provence originaire de l'Est de l'Asie, est de culture ancienne au Moyen Orient, en Asie, dans le Sud de l'Europe, en Afrique du Nord. Sa hauteur peut atteindre 8m. Elle se reproduit par voie sexuée et végétative. La voie de photosynthèse est en C3. Ses rhizomes s'enfoncent dans le sol jusqu'à 1m de profondeur. Ses habitats préférentiels sont les zones humides mais elle est également très tolérante aux milieux secs et pauvres en éléments minéraux, ainsi qu'aux métaux lourds et aux sols salés.

Les usages traditionnels sont nombreux, et se sont diversifiés pour la fabrication du papier, le biocarburant, dépollution des sols, ce qui explique la multiplication des cultivars.

Des individus issus du bassin méditerranéen ont été plantés à grande échelle sur le continent américain au début du 19^{ème} siècle. La plante s'est rapidement répandue par voie clonale était par les rivières. Des introductions plus massives de cultivars ont eu lieu entre les deux guerres mondiales au Texas, Alabama, Georgie et Californie, provenant soit de France, soit d'Iran ou d'Afghanistan.

Cette espèce s'est répandue par voie clonale via les cours d'eau, ce qui explique que sa diversité génétique est basse et le nombre d'écotypes limité (Spencer et al. 2008). Les travaux de Quinn et Holt (2008) soulignent que l'espèce, quoique hygrophile, peut supporter des conditions plus sèches, ainsi qu'un certain degré d'ombrage. En Californie et au Texas, cette plante est reconnue comme hautement invasive (Mack 2008 dans Barney & DiTomaso 2008).

Herbe de la pampa *Cortaderia selloana* (J.A. & J.H. Schultes) Aschers. & Graebn (Poacée)

Source : Lambrinos (2001).

L'herbe de la pampa peut atteindre 4m de haut. C'est une plante en C3 pouvant vivre jusqu'à 15 ans. Elle produit des substances allélopathiques et résiste bien aux pathogènes et à l'herbivorie. Sa tolérance vis-à-vis des habitats est élevée, mais elle semble préférer les habitats humides. C'est une espèce dioïque capable d'une production de graines très élevée, mais aussi d'une reproduction clonale active. L'herbe de

la pampa, originaire de l'Amérique du Sud, a été introduite au 19^{ème} siècle pour l'ornement en Grande Bretagne. Sa date d'introduction en France est inconnue, mais ses plantations se sont intensifiées entre 1960 et 1980, pour l'ornement sous forme de cultivars, mais aussi pour la stabilisation des sols ou comme fourrage. L'invasion est détectée dans ce pays dès 1990. D'autres pays l'ont également introduite massivement l'Australie, la Nouvelle Zélande, l'Amérique du Nord ou l'Afrique du Sud, comme plante fourragère, comme brise-vent ou comme ornement des espaces verts publics et privés. Naturalisée dans tous ces pays, elle a élargi sa gamme d'habitats et se répand massivement par voie sexuée puis clonale.

Les taxons échappés présentent divers types morphologiques issus des sélections de cultivars, et leur diversité génétique peut être très élevée. On les trouve dans les friches, les milieux littoraux, arrière marais (en Camargue et sur la bordure atlantique française notamment).

Les solidages *Solidago gigantea* Ait. , *Solidago canadensis* L. Astéracées

Source: Werner et al. 1990 ; Weber 1997 ; Weber & Schmid 1998; Weber 2001 ; Kowarik 2003 ; Weber & Jakobs 2005; Vallino et al. 2006 ; Abhilasha & Quintana, et al. 2008).

Les solidages atteignent entre 2 et 3m de hauteur selon les espèces. Leurs rhizomes occupent densément l'espace souterrain dans les 10-20 cm dans le sol et atteignent des longueurs de 90 cm (cas de *S. gigantea*). Ces plantes ne peuvent s'autoféconder. Les fruits sont des akènes de petite taille, dispersés en abondance par le vent par des aigrettes. Ils germent aisément sur une large gamme de sols. Une fois établis, les plants se propagent par voie clonale. Ces rhizomes se brisent aussi très aisément, permettant une propagation active notamment par l'homme. Les solidages sont peu attaqués par les herbivores. Un plant clonal peut vivre jusqu'à 25 ans dans l'aire native des Etats-Unis. Les solidages s'associent avec des mycorhizes ce qui les aide à surmonter les stress des sols pollués. Ils sécrètent des métabolites allélopathiques dans le sol destinés à inhiber la croissance des autres végétaux. Plusieurs espèces du genre *Solidago* ont été introduites en Europe pour l'ornement, mais aucune preuve d'introductions massives ni de sélection horticole n'a été trouvée. Les introductions les plus anciennes ont eu lieu à Londres entre 1645 pour *S. canadensis* et 1758 pour *S. gigantea*. Ceux qui sont devenus invasifs sont : *S. canadensis* var. *canadensis* (2n), *S. canadensis* var. *altissima* (6n) ; *S. gigantea* (2n). Les hybridations entre taxons féraux ne sont pas prouvées. Les premières observations de naturalisation, par voie clonale et sexuée, datent du début du 19^{ème} siècle autour de 1829. L'expansion a été rapide: notée dès 1850 pour *S. canadensis*; de 1870 pour *S. gigantea*, ce qui donne une vitesse de colonisation estimée à 741 km²/ an pour la première, 910 km²/an pour la deuxième. L'Europe entière a été colonisée en dehors de la Grèce et la Turquie, et leur expansion n'est sans doute pas finie. En raison d'une grande plasticité dans leurs phénotypes, ces plantes colonisent des habitats variés (cours d'eau, zones rudérales, friches industrielles et urbaines, voies de communication), mais les solidages ont une préférence pour les milieux humides non hydromorphes. Ils tolèrent aussi les sols pollués. Ils possèdent une grande plasticité phénotypique, testée pour *S. canadensis*. On les trouve sous forme stérile dans les sous-bois forestiers, de préférence dans les chablis.

Leurs formes naturalisées présentent des différences morphologiques avec les espèces américaines. Ainsi, les substances allélopathiques sont moins présentes dans l'aire d'accueil que dans l'aire d'origine, ce qui suppose un moindre investissement pour ces métabolites. Les formes férales présentent également une diversité génétique et phénotypique élevée et des variations dans certains de leurs traits (dates de floraison, taille) entre le nord et le sud de l'Europe, qui pourrait être due à une diversification génétique acquise dans l'aire d'accueil. Ces différences sont marquées au point que certains auteurs proposent de séparer les noms des espèces entre Amérique et Europe, en donnant au complexe *Solidago* européen le nom de *S. anthropogena*. L'implication des cultivars récemment sélectionnés par l'horticulture est inconnue. Ces cultivars, issus d'hybridations entre *Solidago canadensis* et *S. shortii*, varient dans leurs dimensions (il existe des variétés naines), leur vigueur, la couleur des fleurs ou la précocité de la floraison.

Les renouées asiatiques (*Fallopia japonica* ; *F. sachalinensis*). Source : Nishizono et al. 1989 ; Bailey 2003 ; Tiebré et al. 2007 ; Schnitzler & Bailey 2008.

Les renouées japonaises sont de très grande taille (entre 2 et 4m). Ce sont des plantes en C3 bénéficiant d'extomycorhizes, dont les facultés d'expansion clonales sont considérables, grâce à très gros rhizomes couvrant des surfaces souterraines considérables, entre 1 et 2m de profondeur. Les feuilles, très épaisses et donc ombrageantes, éliminent aussi leurs concurrents par des dérivés phénoliques nécosants. Ces plantes sont tolérantes aux métaux lourds. Elles sont inféodées aux milieux humides et facilement transportées par les eaux, mais supportent des conditions plus sévères en termes de sécheresse et de pauvreté nutritionnelle.

Plusieurs espèces du genre *Fallopia* ont été introduites en Europe à partir de taxons sauvages. La plus invasive actuellement est *F. japonica*. Ces plantes ont été introduites à partir de taxons sauvages, et il ne semble pas qu'il y ait eu des manipulations horticoles ou autres dans l'aire d'introduction. Les formes naturalisées sont donc proches des formes sauvages d'Asie, mais elles ont évolué suite à des hybridations spontanées.

Ces deux espèces ont été introduites en Europe au milieu du 19^{ème} siècle, et activement plantées pour divers usages : stabilisation des sols, propriétés mellifères ou horticoles. Elles se sont rapidement naturalisées, dès la fin du 19^{ème} siècle (sauf en région méditerranéenne). De nombreux habitats ont été conquis, dans les zones rudérales, les bords de rives (où la colonisation peut être très dense), les friches industrielles et urbaines. On les trouve également dans les forêts souvent à l'état hybridé, en lisière, dans les trouées et les sous-bois des forêts alluviales.

Dans les espaces conquis, mais aussi dans les jardins, la mise en sympatrie a accéléré la création d'hybrides. Les multiples hybridations et introgressions entre *F. japonica* et *F. sachalinensis*, mais aussi avec d'autres espèces également introduites, explique la grande richesse actuelle en écotypes. Certains de ces hybrides (*Fx bohémica*) tendent à devenir octoploïdes, ce qui leur permettra de fournir un pollen compatible aux populations femelles de *F. japonica*. On s'attend, grâce à la restitution de la fertilité des hybrides, à une accélération de l'invasion.

Un nouvel hybride (*Igniscum*) issu de *F. sachalinensis* a été créé récemment : les plants sont gigantesques : 4 à 5m. Ils ont perdu leurs facultés de propagation par rhizomes et produisent très peu de graines.

ANNEXE 3

Tableau 2 : Liste des organismes contactés pour la synthèse des données européennes

France

Equipe IUT Thionville	Philippe Laval
AGROCAMPUS OUEST - Centre d'Angers Institut National d'Horticulture et de Paysage	Valery Malecot
Laboratoire National de la Protection des Végétaux Station de Montpellier	Guillaume Fried
Service du Patrimoine Naturel Muséum National d'Histoire Naturelle	Farid Bensettiti
Sites de Tela Botanica (chorologie, plantes invasives)	
Conservatoire botanique national de Brest	Pascal Lacroix
Chargée mission scientifique Loire Fédération des espaces naturels de France	Stéphanie Hudin
Observatoire du Patrimoine Naturel GIP Bretagne Environnement	François Siorat
Conservatoire botanique national de Brest	Julien Geslin, Pascal Lacroix
Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien	Patricia Vahrameev
Coservatoire Botanique Midi Pyrénées	Nicolas Leblond
Conservatoire Botanique National Alpin	Véronique Bonnet
Conservatoire Botanique National de Franche-Comté	Marc Willemenot
Conservatoire Botanique National Méditerranéen	Henri Michaud
Conservatoire Botanique National MEDiterranéen de Porquerolles	Isabelle Manchon
Conservatoire Botanique National de Bailleul (Haute Normandie, Pas-de-Calais, Picardie)	Aymeric Watterlot
Conservatoire botanique de Corse	Laetitia Hugot
Ministère de L'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche Expert Référent National DGAL/SDQPV	Pierre Ehret
Fédération des CBN, mission plantes invasives	Enora Leblay
Atlas floristique de Vendée	Ronan Arhuro
Département Botanique, Faculté Pharmacie, Université de Lille	B. de Foucaut
EPPO (The European and Mediterranean Plant Protection Organization)	Sarah Brunel

République tchèque

Institute of Botany Academy of Sciences of the Czech Republic	Petr Pysek
---	------------

Allemagne

Institut für Ökologie Department of Ecology Technische Universität Berlin Technical University Berlin	Ingo Kowarik
Botaniste amateur, horticulteur	Martin Deuter

Autriche

office@umg.at	Markus Grabher
Botaniste amateur	Michael Hohla
Université de Dusseldorf	Franz Essel

Italie

Dipartimento Difesa della Natura, Servizio Uso Sostenibile delle Risorse Naturali, ISPRA, Rome	Roberto Crosti
Université de Camerino	Franco Pedrotti
Université de Rome 1	Laura Celesti
Univeristé de Turin	Elena Barni

Suisse

Laboratoire de systématique végétale et biodiversité, UniGE conservateur	Daniel Jeanmonod
CRSF	Michael Judzi

USA

Université d'Illinois	Lauren Quinn
-----------------------	--------------

UK BSBI

ANNEXE 4

Tableau 3: Observations de *Miscanthus* échappés en Europe

MISCANTHUS SINENSIS					
Allemagne	Lat. N	Long.	Alt.	Observations	Sources
Magdeburg	52.15	11.30 E	55	Bord de digue, dépôt de jardin	1
Rahmer Benden, Scheiderbruch	51.18	6.52 E	47	Dépôt de jardin	2
Müden	52.52	10.07 E	72	Dépôt de jardin	2, 3
Bergen-Hohne	52.37	10.05 E	66	Dépôt de jardin	4
Altenhagen	53.45	13.06 E	55	Dépôt de jardin	3
Wiehnhausen	52.35	10.11 E	42	Dépôt de jardin, le long d'un canal	4
Wilsum	52.30	6.53 E	25	Aucune information	5
Hasbergen	52.14	7.57 E	100	Aucune information	5
Lindenthal	51.24	12.20 E	74	Place dans la ville	6
Johannstadt	51.09	13.44 E	120	Aucune information	6
Dresden	51.03	13.44 E	122	Bord de l'Elbe	6
Oberhausen	51.28	6.51 E	37	Dans la ville	7
Duisbourg	51.26	6.44 E	32	Dans la ville	7
Mulheim	51.25	6.53 E	51	Dépôt de jardin	7
Mülheim	50.07	8.50 E	186	Dépôt de jardin	8
Essen	51.27	7.02 E	77	Semis	7
Mannheim	49.25	8.29 E	101	Semis	9
Autriche					
Vorarlberg	47.22	09.40 E	410	Bord de rive, ~ 8 populations de 1 à 5 m ²	10
St. Peter am Hart	48.14	13.06 E	375	Zone rudérale	11
Braunau am Inn, Blankenbach	48.13	12.59 E	343	Gravière	11
Wernstein, Sachsenbergsiedlung	48.29	13.26 E	300	Bord de rive (Inn)	11
Tarsdorf	48.03	12.50 E	465	Gravière	11
Steyr	48.02	14.25 E	332	Fossé	12
Salzburg	47.48	13.03 E	504	4 sites, obs. 2003 - 2006	13,14
Tyrol	47.14	11.36 E	0	aucune donnée, obs. 2006	15
Auleiten, Ried im Innkreis	48.11	13.29 E	453	Digue, obs. 2002	16
Belgique					
Courtrai	50.49	3.15 E	20	Aucune information	17
De Bolveerput	50.95	3.66 E	15	Aucune information	16
Outrije	50.75	3.43 E	14	Aucune information	16
Geel	51.09	4.59 E	23	Aucune information	18
Ethikhove	50.48	3.37 E	28	Aucune information	18
Kwaadmechelen	51.08	5.08 E	28	Aucune information	19
Balendijk, Lommel	51.13	5.17 E	48	Aucune information	19
Lummen	50.58	5.11 E	38	Aucune information	19
Mol	51.09	5.07 E	31	Aucune information	19
Mol	51.09	5.08 E	32	Aucune information	19
Dessel	51.14	5.07 E	25	Aucune information	19
Beveren	51.12	15.39 E	11	Aucune information	20
Kempisch canal	51.01	5.05 E	28	Aucune information	19
Holven	51.09	5.09 E	29	Aucune information	19

Espagne					
Biscaye	43.13	2.41 E	319	Bord de rive	21
France					
Aulnaie-sous-bois	48.57	2.31 E	47	A partir d'une plantation bord de bassin de retenue	22
Chatou, le Grand	48.54	2.09 E	51	Bord de la Seine	23
Golfech	43.06	0.51 E	83	Délaissé ferroviaire	24
Sud commune Bourget du Lac	45.44	5.52 E	531	Plantation sur un rond-point, en bordure zone humide	25
Ile et Vilaine	47.45	1.31 E	99	Bordure champ, zone humide, touffe de 2m,	26
La Chaize-le-Vicomte	46.40	1.17 E	319	Voie routière, fauchée tous les ans	27
La Roche-sur-Yon	46.40	1.25 E	46	Rond-point. S'étend sur les routes depuis 2007	27
La Roche-sur-Yon	46.40	1.25 E	46	Bas-côté de la route. Plants adultes, florifères	27
Morbihan	47.53	2.54 O	120	Signalé dans l'Atlas	28
Nantes	47.13	1.35 E	14	Etang de Procé, périurbain, isolé, disparu	29
Pellerin (Loire Atlantique)	47.11	1.45 E	16	Touffe de 3 ans, fleurit, remblai après plantation,	30
Toulon	43.07	5.55 E	15	Décombres	31
Fréjus	43.25	6.44 N	50	Bord de route	32
Marseille	43.17	5.22 E	98	Deux stations: bord autoroute, parc urbain	33
Ploermel	47.55	2.23 E	72	Disparu depuis 2006	34
entre Quimper et Brest	47.59	4.05 E	41	belle population bord'autoroute, espèce indéterminée	35
Montpezat (Gard)	48.56	5.95 E	295	une centaine de mètres à partir d'un rond-point	36
Serpaize (Isère)	45.33	4.54 E	305	2m hauteur, bord de route	37
Ubugne (côte basque)	43.21	1,42 E	29	remblai en haut de falaise	38
St-Pée-sur-Nivelle	43,21	1,33 E	22	bordure de route	38
Italie					
Piémont	45.03	7.43 E	390	Aucune information	39
Brescia	45.32	10.13 E	173	Aucune information	40
Lac Orta, Gozzano /S Giulio	48.49	8.23 E	290	5 - 6 ha en 3 populations	41
République tchèque					
Volyne	49.10	13.53 E	524	Dépôt de jardin	42
Prague	50.05	14.26 E	229	Zone rudérale, dépôt de jardin	43
Suisse					
Madiswill-Wyssbach	47,1	7,47 E	641	Près d'un ruisseau, dans la ville	44
Neuheim	47,11	8,35 E	692	Dans la ville	45
Grande-Bretagne					
autour de Londres	51,28	7,54 O	122	21 observations	46
près de Birmingham	53,3	1,50 O	88	2 observations	46
près de Leeds	53,44	1,41 O	61	1 observation	46

MISCANTHUS SACCHARIFLORUS

	Lat. N	Long.	Alt.	Observations	Sources
Allemagne					
Ering	48.17	13.09 E	332	Champ de maïs, obs. 2000	47
Pocking/Felding	48.22	13.47 E	326	Zone rudérale, obs. 2002	48
Bochum	51.28	7.13 E	93	Dépôt de jardin	49
Bochum, Kalwes	51.28	7.13 E	127	Aucune information	49
Bochum, Sheffielddring	51.28	7.13 E	111	Aucune information	50
Braunschweig	52.10	10.30 E	73	Dépôt de jardin, voie de chemin de fer	51
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Bassin de rétention eaux de pluie	52
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Bord de gravière	52
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Périphérie lotissement, 10 populations de 1 à 6m ²	52
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Jardin abandonné, une population de 7,5m ²	52
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Jardin abandonné et prairie, une populations de 7,5m ²	52
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Prairie, une population de 1m ²	52
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Jardin abandonné, deux populations de 10 et 25 m ²	52
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	Rive d'un fossé en bordure de route, 1m ² , 1,5 m hauteur	52
Ziethnitz	52.50	11.80 E	31	dépôt de jardin, 10 populations, surface: 15 m ²	52
Zwickau	50.44	12.29 E	416	Remblais, dépôt de jardin	53
Hoyerswerda	51.26	14.14 E	245	Aucune information	54
Bernsdorf	50.46	12.29 E	327	Aucune information	54
Niesky	51.17	14.49 E	367	Aucune information	54
Königshain	51.11	14.52 E	254	Aucune information	54
Rebberlah	52.45	10.10 E	80	Dépôt de jardin	55
Pesterwitz	51.01	13.39 E	259	Aucune information	54
Bad Schandau	50.51	14.09 E	150	Aucune information	54
Lohsa	51.23	14.24 E	200	Aucune information	54
Werdau	50.44	12.22 E	308	Aucune information	54
Niedercrinitz	50.38	12.29 E	328	Aucune information	54
Autriche					
Krummbach	47.30	16.11 E	518	Aucune information	54
Neukirchen	47.43	16.08 E	339	Aucune information	56
Schönau a. d. Donau, Ödland	48.08	16.36 E	147	Dépôt de jardin	56
Vorarlberg	47.27	09.43 E	410	Pré humide, 50 m ²	57
St. Peter am Hart	48.14	13.06 E	375	Aucune information	58
Marchfeld	48.08	16.37 E	150	Fossé, obs 1999	59
Hohenzell, Oberham	48.11	13.33 E	479	Zone rudérale	58
Reichersberg	48.20	13.21 E	343	Bord de route	60
Gurten	48.15	13.21 E	449	Bord champ de maïs	58
Senftenbach, Rothenberg	48.15	13.23 E	513	Gravière	58
Aspach, Roith	48.08	13,17 E	544	Bord de champ de maïs, obs. 2003	60
Eberschwang	48.09	13,33 E	555	Zone rudérale, obs. 2004	60
Braunau	48,15	13.02 E	349	Bord de route, obs. 2002	48
Altheim, bei St. Ulrich	47.31	12.34 E	854	Bord de route, obs. 2002	48

Linz	48.20	14.17 E	253	Zone rudérale, obs. 2004	61
Amstetten, Eggersdorf	48.07	15.52 E	270	Friche	56
Eggersdorf	48,1	15.04 E	133	Digue, bord de rive Ubbs	62
Dornach	48.04	14.25 E	307	150 m d'une digue	62
Steinfeld, bei Neunkirchen	49.09	7.34 E	313	Bac à sable, donnée 1997	56
Steiermark	47.15	14.59 E	763	Bord de champ de maïs, obs. 1985	63
St. Veit an der Glan	48.46	14.21 N	200	Champ de soja, obs. 1983	64
Klagenfurt	46.37	14.18 E	448	Ville	64
Salzburg	47.48	13.03 E	504	Friche, obs en 2002	65
Styrie, Carinthie	47.15	14.41 E	763	Zone rudérale	66
Altheim, N Wofegg	48.17	13.18 E	355	Friche	67
Grande Bretagne					
Ile de Man	54,1	4,34 O	0	Une observation	46
MISCANTHUS X GIGANTEUS					
Allemagne					
Kamen	51.35	7.40 E	64	Dépôt de jardin	67
Bochum, Kalwes	51.28	7.13 E	127	Aucune information	68
Stahlhausen	51.26	7.11 E	124	Aucune information	68
Salzwedel	52.51	11.09 E	23	2 stations, périphérie ville, déchets de jardin	52
Celle	52.37	10.05 E	109	Dépôt de jardin	3
Eschede	52.44	10.14 E	76	Dépôt de jardin	3
Mannheim	49.25	8.29 E	101	Dépôt de jardin	9
Autriche					
Altheim, N Wofegg	48.17	13.18 E	355	Friche	67

Sources

- 1 *Brandes D. (2003), Die aktuelle Situation der Neophyten in Brannschweig, Braunschweiger Naturkundliche Schriften 6,4, 705-760.
- 2 *Adolphy K.(2004) Flora des Kreises Mettmann, 1, Nachtrag, p 17.
- 3 *H. Langhelm, obs.2010
- 4 *Kaiser T. (2005) Floristische Notizen aus der Lüneburger Heide, 13
- 5 *A. Schacherer 2010*
- 6 *H.J. Hardtke, obs. 2010
- 7 Keil & Loos (2005)
- 8 Kreil P., vom Berg T. (2003) Dedeutung der Industrie un Gewerbe-Bradchflächen für den Naturschutz in Mühlhiem, Stadt Mühlheim an der Ruhr, Jahrbuch, 225-233.
- 9 Neff C., (1998) Neophyten in Mannheim - Beobachtungen zu vegetationsdynamischen Prozessen in einer Stadtlandschaft Beiträge zur landeskunde Südwestdeutschlands und angewandte Geographie Mannheim, 65-110.
- 10 *M. Grabher, obs. 2010
- 11 *M. Hohla , obs. 2010
- 12 Steinwendtnr R. (1995) Die Flora von Steyr mit dem Damberg. Beitr. Naturk, Oberösterreichs 3, 3-146.
- 12 Steinwendtnr R. (1995) Die Flora von Steyr mit dem Damberg Beitr. Naturk,

- Oberösterreichs 3, 3-146
- 13 Neophytenkartierung Stadt Salzburg (2001)
- 14 Stöhr, Wittmann H., Schröck C. Brandstätter G., Hohla M., Niederbichler C., Kaiser R
 15 (2006).
 Beiträge zur Flora von Österreich. *Neilreichia* 4, 139-190
- 16 K. Pagitz, obs. 2006
- 17 Hohla M., Kleesadl G. & H. Melzer (2002) Neues zur Flora der oberösterreichischen einiger
 18 Bahnhöfe Bayerns -
 Fortsetzung. *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* 11, 507-577.
- 19 D. Derdeyn (2010), Natagora site <http://observations.be/soort/view/20479>
- 20 W. Van Heddegem Natagora site <http://observations.be/soort/view/20479>
- 21 R. Barentse (2010), Natagora site <http://observations.be/soort/view/20479>
- 22 N. Ban der Ham (2009) Natagora site <http://observations.be/soort/view/20479>
- 23 Campos & Herrera (2009) Analysis of the alien flora of Bizkaia (The Basque Country,
 24 northern Spain)).
Lazaroa 30: 7-33 (2009).
- 25 B. Filoche, obs 2003
- 26 P. Vahrameev CBN subatlantique, obs. 2005
- 27 CBN Midi Pyrénées
- 28 V. Bonnet, CBA, obs. 2010
- 29 A. Lieurade, CBN Brest, obs. 2009
- 30 P. D'Onofrio, CBN Brest, obs. 2007, 2010
- 31 Rivière G. (2007) Atlas de la flore du Morbihan. Flore vasculaire. Région Bretagne, DIREN,
 32 Conseil Général, Laval, Editions Siloë
- 33 F. Dortel, CBN Brest, obs 2000
- 34 P. Lacroix CBN Brest, obs. 2008
- 35 Jahandiez E. (1932) Contributions à l'étude de la flore du département du Var.
 36 *Annales Société Histoire Naturelle Toulon* 16, 1-19.
- 37 PO: Y. Morvant & H. Michaud (2009)
- 38 R.Thiefaine, obs. 2010
- 39 P. Mauguin, Y Guillevic, obs. 2006
- 40 P Mauguin, obs. 2009
- 41 C. Bernier, obs. 2010
- 42 JM Tison, obs. 2010
- 43 S. Barbier, CBNSA, obs. 2010
- 44 Abba G., (1981) *Miscanthus sinensis* Anderson (Gramineae). *Informatore Botanico Italiano*,
 45 11 (3) (1979): 325-326.
- 46 Celesti-Grapow et al. 2010 Inventory of the non-native flora of Italy, *Plant Biosystem*,
 143(2): 386-430).
- 47 Pignatti (1982); Celesti-Grapow (2010)
- 48 Abbi (1988) Contributo alla conoscenza della flora del settore insubrico del Lago Maggiore.
 49 *Boll. Mus. reg.*
Sci. nat. Torino, 6: 435-479.
 E. Barni, obs 2010
- 50 Pysek et al. (2002) Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97-186.
- 51 J.E. Sadlo, obs. 2010
- 52 K. Müller (1997) Centre du Réseau Suisse de Floristique (CRSF)
- 53 R. Käppeli R., R. Schumacher (1964) Centre du Réseau Suisse de Floristique (CRSF)
- 54 BSBI Maps Scheme 2000, 2010

- 47 Hohla M. (2001) *Dittrichia graveolens* (L.) W. Greuter, *Juncus ensifolius* Wikstr. und *Ranunculus penicillatus* (Dumort.)
 Bab. neu für Österreich und weitere Beiträge zur Kenntnis der Flora des Innviertels und des angrenzenden Bayerns.
 Beitr. Naturk. Oberösterreichs 10, 275-353.
- 48 Hohla M., Kleesadl G. & H. Melzer (2002) Neues zur Flora der oberösterreichischen einiger Bahnhöfe Bayerns -
 Bahnanlagen – mit Einbeziehung einiger Bahnhöfe Bayerns - Fortsetzung Beitr. Naturk. Oberösterreichs 11, 507-577.
- 49 *Buch (2008)
- 50 *Flora von Bochum (2009) <http://www.botanik-bochum.de>
- 51 Brandes D. (2003) Die aktuelle Situation der Neophyten in Braunschweig, Braunschweiger Naturkundliche Schriften 6, 4, 705-760
- 52 Brennenstuhl G. 2008 Zur Einbürgerung von *Vinca*- und *Miscanthus*-Taxa - Beobachtungen im Gebiet um Salzwedel. Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt (Halle 2008) 13-84
- 53 *Kosmale S., obs 2006
- 54 *H.J. Hardtke, obs. 2010
- 55 * H. Langbehn, obs. 2010
- 56 Melzer, H.; Barta.T. (1999) Neue Daten zur Flora des Burgenlandes, von Niederösterreich und Wien.
 Linzer biol. Beitr. 31/1 465-486
- 57 UMG Umweltbuero Grabher
- 58 M. Hohla , obs. 2009, 2010
- 59 Melzer H. (1986) Neues zur Flora von Steiermark (XXVIII).). Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 116, 17
- 60 Hohla M. (2006) *Panicum riparium* (Poaceae) neu für Österreich – und weitere Beiträge zur Kenntnis der Adventivflora Österreichs. *Neilreichia* 4, 9-44.
 Hohla M., Kleesadl G. & H. Melzer (2005)Neues zur Flora der oberösterreichischen Bahnanlagen.
 Beitr. Naturk. Oberösterreichs 14, 147-199.
- 62 F. Essl , obs. 2010
- 63 Essel F. & Rabisch W. (2010) Neobiota in Osterreich. Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
 Spittelauer Lände 5, A-1090
- 64 Melzer H. (1994) *Sporobolus neglectus* NASH, ein neues Gras in der Flora Osterreichs, und Funde weiterer bemerkenswerter Blütenpflanzen in Kannten. *Carinthia*22, 184/104, 499-513
- 65 Schröck C., Stöhr O., Gewolf S., Eichberger C. & Nowotny G. (2004) Beiträge zur Adventivflora von Salzburg I.
Sauteria 13, 221-337.
- 66 Hohla M., Kleesadl G. & H. Melzer (2005) Neues zur Flora der oberösterreichischen Bahnanlagen. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 14, 147-199.
- 67 Buch C. (2008) Seltene Neophyten in den Niederrheinauen bei Duisburg. Elektronische Aufsätze der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet 13. 5, 1-6
- 68 Flora von Bochum (2009)
 * données M. Deuter