

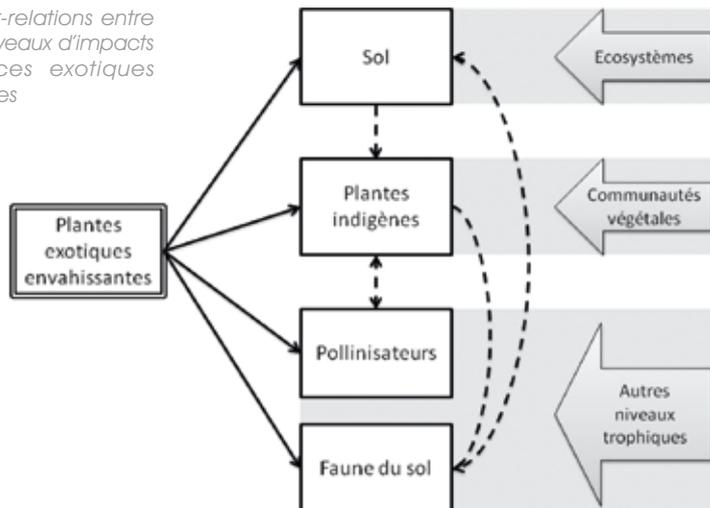
# Les plantes exotiques envahissantes en Belgique ont-elles des impacts ?

Layla Saad<sup>1</sup>, Anne-Laure Jacquemart<sup>2</sup>, Valérie Cawoy<sup>2</sup>, Valérie Vanparrys<sup>2</sup>, Arnaud Vervoort<sup>2</sup>, Pierre Meerts<sup>3</sup>, Nicolas Dassonville<sup>3</sup>, Sylvie Domken<sup>3</sup>, Grégory Mahy<sup>1</sup>

Mondialement, les conséquences écologiques, économiques et sociétales des invasions biologiques sont avérées (Pimentel, 2002). Les plantes exotiques peuvent modifier les écosystèmes au niveau de leur fonctionnement, structure et composition. Les conséquences des invasions se traduisent également par des atteintes à la santé humaine. Dans nos contrées, c'est par exemple le cas de la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), responsable de sévères dermatites de contact, ou de l'ambrosie à feuilles d'Armoise (*Ambrosia artemisiifolia*) dans la vallée du Rhône, dont le pollen est fortement allergisant. Outre les coûts engendrés par leurs impacts négatifs sur les activités économiques, les exotiques envahissantes engendrent des coûts non négligeables pour la mise en œuvre d'efforts de remédiation ou de contrôle. On estime que le coût du préjudice des invasions biologiques à l'échelle mondiale pourrait atteindre 1 400 milliards de dollars par an. Pour l'Europe, on avance le chiffre moyen annuel de 12 milliards d'euros (Kettunen et al., 2009).

Dans cet article, nous nous concentrons sur les impacts écologiques des invasions. Les impacts des plantes exotiques envahissantes sont directs ou indirects, et varient dans leur forme, échelle et sévérité. Les plantes exotiques envahissantes peuvent induire des impacts considérables sur la biodiversité, à ses différents niveaux d'organisation : les écosystèmes, les communautés, les espèces et leur patrimoine génétique (Levine et al., 2003 ; Ehrenfeld, 2003). Nous ne nous attarderons pas sur ce dernier point mais il faut savoir que certaines plantes exotiques envahissantes sont capables de s'hybrider avec des espèces indigènes (voir Vanderhoeven et al. dans le présent numéro). Au niveau des espèces ou des communautés, les exotiques envahissantes entrent en compétition avec la flore locale, et peuvent, dans certains cas, mener à la disparition locale de cette dernière. Au niveau des écosystèmes, les impacts englobent des modifications du cycle des éléments nutritifs, des altérations du régime hydrique ou du régime des feux, ainsi que des perturbations des services de pollinisation. De même, des réactions en chaîne sur d'autres niveaux de la chaîne trophique ont été démontrées (Gerber et al., 2008). Les impacts des invasions sont donc la combinaison d'interactions complexes dont il faut tenir

Fig. 1. Inter-relations entre différents niveaux d'impacts des espèces exotiques envahissantes



compte pour appréhender le problème dans sa globalité.

En Belgique, la référence en matière de statut d'invasion suit le protocole ISEIA (voir Branquart dans le présent numéro) qui définit une valeur d'impact pour chaque espèce considérée en se basant sur la littérature, et principalement la littérature étrangère, au vu du manque d'informations quantitatives pour la Belgique. Suite à ce constat, et ce dès 2003, la Politique Scientifique Fédérale, a décidé de financer des projets de recherche visant à mieux documenter les invasions biologiques dans notre pays. Les exemples qui suivent sont principalement tirés des résultats du projet fédéral « ALIEN IMPACT » qui vise à quantifier les impacts d'espèces exotiques fortement envahissantes en Belgique, et ce, au travers d'études pluridisciplinaires. Les espèces sur lesquelles ont été réalisées ces études incluent les renouées du Japon (*Fallopia japonica* et *Fallopia x bohemica*), la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*), le solidage géant (*Solidago gigantea*), la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), et le sénécion du Cap (*Senecio inaequidens*).

Dans cet article, nous aborderons les impacts à quatre différents niveaux, illustrés par la figure 1.

## Les impacts sur les propriétés du sol et sur les flux de matière dans les écosystèmes

Les plantes exotiques envahissantes sont capables de modifier profondément le fonctionnement des écosystèmes envahis (Ehrenfeld, 2003 ; Liao et

al. 2008). Elles diffèrent généralement des espèces indigènes qu'elles remplacent pour toute une série de caractéristiques éco-physiologiques (forme de vie, productivité, concentration en azote des feuilles, profondeur de l'enracinement) (Liao et al. 2008). Il n'est donc pas étonnant qu'elles puissent modifier les flux de matière et d'énergie au sein des écosystèmes. Par contre, comme elles appartiennent à des groupes taxonomiques et fonctionnels extrêmement variés et qu'elles envahissent des milieux des plus diversifiés, il est difficilement imaginable de trouver des impacts récurrents sur le fonctionnement des écosystèmes. C'est pourtant ce qu'a tenté de faire Ehrenfeld (2003) en passant en revue la littérature disponible à l'époque sur le sujet. Plusieurs tendances marquantes ressortent de sa synthèse.

L'une d'elles propose que les plantes exotiques envahissantes tendent à faire augmenter la productivité des écosystèmes qu'elles envahissent. C'est d'ailleurs probablement une des raisons de leur succès. Cette hypothèse a été vérifiée pour certaines des principales envahissantes en Belgique : la renouée du Japon (*Fallopia japonica*), le solidage géant (*Solidago gigantea*), la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), le sénécion du Cap (*Senecio inaequidens*) et la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*). Ainsi, la renouée produit jusqu'à 40 tonnes de matière sèche par hectare et par an, soit 5 à 10 fois plus que la végétation qu'elle envahit (Dassonville, et al., 2008). De même le sénécion présente une productivité 3 fois supérieure et le solidage 2 fois supérieure

1 Laboratoire d'Ecologie, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, 2 Passage des Déportés, 5030 Gembloux

2 Groupe de recherches « génétique, reproduction, populations » - Université catholique de Louvain - Croix du sud 2 bte 14 - 1348 Louvain-la-Neuve-Belgique

3 Laboratoire d'écologie végétale et de biogéochimie - Université libre de Bruxelles - Boulevard du Triomphe - 1050 Bruxelles - Belgique

### Une population de solidage géant

à la végétation non envahie (Dassonville *et al.*, 2008).

Les feuilles des plantes exotiques envahissantes ont également souvent une concentration en nutriments plus élevée que celles des plantes indigènes. Cette caractéristique couplée à l'augmentation de productivité des écosystèmes envahis se traduit souvent par un recyclage accéléré des nutriments et une plus grande disponibilité des éléments nutritifs dans les sols envahis. Les études documentant des augmentations de disponibilité des éléments minéraux dans le sol sont en effet beaucoup plus fréquentes que celles documentant des diminutions. Notre étude qui a également porté sur la disponibilité des éléments minéraux du sol confirme cette tendance avec une majorité de sites présentant des teneurs en azote total, en cations et en phosphore disponible plus élevées dans les sols envahis par rapport aux sols non envahis. Toutefois, cette règle générale souffre de nombreuses exceptions. L'impact varie, en effet, selon l'espèce mais aussi pour une même espèce selon le site. Ainsi, une même espèce peut présenter des impacts opposés selon la nature du site envahi. Menée sur cinq sites par espèce, notre étude apporte quelque éclaircissement à ce sujet. En effet, nous avons, pour chaque espèce, constaté l'augmentation de la disponibilité d'un ou plusieurs éléments nutritifs dans les sols envahis (K, P, Mg pour la renouée du Japon, P pour le solidage géant, K pour la balsamine de l'Himalaya) dans une majorité de sites. Toutefois, certains sites présentaient des diminutions de disponibilité dans les sols envahis. En classant les sites par ordre de fertilité (ici, la teneur en l'élément considéré dans le sol sous la végétation témoin non envahie), on s'est aperçu que les sites présentant des augmentations étaient initialement peu ou moyennement fertiles alors que les diminutions s'observaient systématiquement dans les sites initialement très fertiles (Dassonville *et al.*, 2008). L'impact des plantes exotiques envahissantes sur la teneur en éléments minéraux du sol est donc

partiellement prévisible en fonction de la teneur initiale en cet élément dans le sol avant invasion.

Comme ces cas concrets l'illustrent, les mécanismes du changement varient d'une espèce à l'autre mais on peut avancer certaines généralités. Ainsi, les espèces testées présentaient un stock d'éléments minéraux dans la biomasse aérienne plus élevé que celui de la végétation indigène. Ceci est lié à leur forte productivité et à leur capacité de prélever les éléments minéraux de sources non disponibles pour les espèces indigènes, par exemple, par enracinement profond de la renouée (Dassonville *et al.*, 2007), par mobilisation accrue du P chez le solidage par acidification du sol et production de phosphatase. Ces stocks élevés d'éléments minéraux se retrouvent finalement restitués au sol par la litière, ce qui, avec le temps, fait croître leur disponibilité dans les couches superficielles du sol. Toutefois, ce phénomène n'est véritablement perceptible que dans les sols initialement pauvres. Parmi les éléments minéraux, un des plus importants écologiquement et l'un des plus étudié est l'azote. Sa disponibilité dans les sols va influencer fortement la productivité et la composition de la végétation. Ainsi, dans les sols où la disponibilité de l'azote (et du phosphore) est élevée, la végétation est composée d'un petit nombre d'espèces dominantes très productives. Par contre, dans les sols où ces éléments sont moins disponibles, on a souvent un plus grand nombre d'espèces moins productives qui se partagent l'espace. Modifier la disponibilité de l'azote dans un écosystème peut donc avoir des conséquences à plus ou moins long terme sur le fonctionnement et la composition de la couverture végétale. Les plantes exotiques envahissantes peuvent affecter la disponibilité de l'azote dans les sols de plusieurs manières.

L'impact des espèces fixatrices d'azote (*Fabaceae*) est trivial. En augmentant considérablement les entrées d'azote dans l'écosystème, elles vont en augmenter la teneur et la disponibilité

dans les sols (Musil, 1993 ; Leary *et al.*, 2006). Le robinier (*Robinia pseudoacacia*) fait partie de cette catégorie. On trouve souvent sous cet arbre envahissant des peuplements d'ortie, plante gourmande en azote nitrique qui en indique une forte teneur dans le sol. La renouée du Japon n'est pas une espèce fixatrice d'azote mais par certaines de ses caractéristiques (forte productivité, litière pauvre en azote), elle peut également affecter le cycle de cet élément. Sa litière se décompose lentement et a tendance à s'accumuler. L'étude approfondie du cycle de l'azote dans ses peuplements en Belgique a montré que l'azote minéral était immobilisé par des microorganismes sur sa litière en décomposition, ce qui réduit sa disponibilité pour les autres plantes. Il a aussi été montré que la plante réduisait l'intensité de la nitrification et de la dénitrification, phénomènes conduisant à des pertes d'azote par lessivage des nitrates ou sous forme gazeuse. La plante semble influencer la dynamique de l'azote à son avantage (feedback positif), ce qui pourrait expliquer en partie son caractère très compétitif.

Les modifications des propriétés du sol, si elles persistent après éradication éventuelle des plantes envahissantes, pourraient fortement contrarier le processus de restauration de la végétation indigène en modifiant la succession secondaire. Voilà une raison supplémentaire pour traiter les invasions biologiques de manière préventive.

### Les impacts sur la flore indigène

A travers le monde, on considère que les réserves naturelles sont deux fois moins envahies que les sites en-dehors des réserves. Il n'en résulte pas moins que ces milieux protégés, riches en espèces indigènes, ne sont pas exempts d'espèces exotiques envahissantes. Théoriquement, la diversité des communautés indigènes leur confère plus de résistance aux invasions. Cependant, en pratique, ce seul critère ne suffit pas à endiguer le phénomène. En Belgique, l'impact de 4 taxa

*Solidago gigantea*

exotiques envahissantes : 1) des renouées (*Fallopia japonica* et *F. x bohemica*), 2) le séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*), 3) la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) et 4) le solidage géant (*Solidago gigantea*), a été étudié sur des communautés indigènes principalement localisées en zones de haute valeur biologique (réserves naturelles et SGIB : sites de grand intérêt biologique). Un premier résultat est donc que certains de ces sites sont effectivement envahis en Belgique. Il est cependant à noter que, malgré la sensibilité des sites à l'invasion, aucune espèce patrimoniale n'a été recensée comme étant menacée par ces espèces exotiques. Les menaces sont plutôt à identifier au niveau des communautés ; le solidage pouvant par exemple concurrencer localement des végétations prairiales ou des mégaphorbiaies de haute valeur écologique.

La sélection des habitats par les espèces exotiques envahissantes a largement été étudiée en Belgique (projet INPLANBEL). L'importance des éléments linéaires comme vecteurs de l'invasion (voies de communication, habitats de

lisières) a ainsi été mise en évidence et les habitats naturels se sont révélés plus sensibles à l'invasion, que ce à quoi on pourrait s'attendre si les espèces exotiques envahissantes étaient distribuées au hasard dans les paysages. Dans notre étude, les milieux touchés par l'invasion sont diversifiés. Ils incluent les berges des cours d'eau, les lisières, les talus le long des routes et voies ferrées, les milieux dégradés par les activités anthropiques tels que d'anciennes carrières, sablières ou terrils. Sur tous les sites envahis, la composante « perturbation » est récurrente.

Du point de vue des mécanismes, les plantes exotiques envahissantes ont un impact sur leurs congénères indigènes, soit par la concurrence directe qu'elles exercent pour l'espace où elles croissent (ce qui est le propre des espèces dites compétitrices), soit indirectement à travers l'émission de substances écotoxiques ou inhibitrices pour d'autres espèces (comme cela a été notamment démontré pour les renouées du Japon). Quel que soit le moyen employé, elles sont capables de remplacer en masse une flore indigène diversifiée, dont elles entraînent la disparition locale, conduisant ainsi à une « homogénéisation biologique » (Mc Kinney & Lockwood, 1999). La colonisation par les espèces végétales envahissantes affecte la richesse et la composition de la végétation indigène. En effet, d'une part, la formation de peuplements quasi-monospécifiques d'espèces exotiques envahissantes conduit à l'éradication locale de la flore indigène. D'autre part, outre cet effet direct sur l'abondance des espèces, les exotiques peuvent induire des impacts différenciés sur les espèces constitutives des communautés, modifiant ainsi la structure de ces dernières.

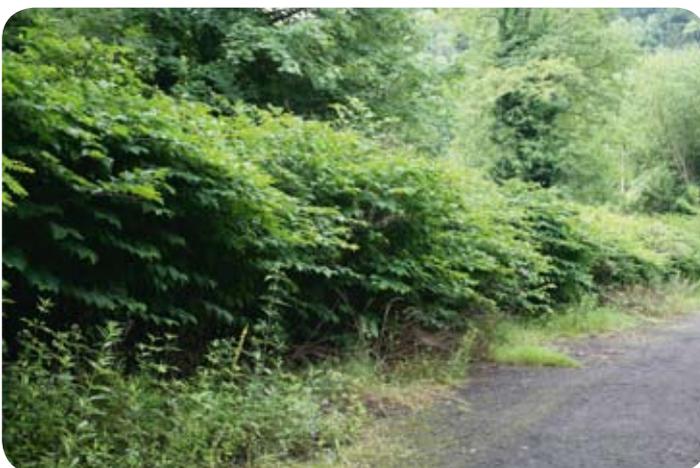
En Belgique, nos résultats indiquent que la richesse floristique des sites envahis est diminuée par rapport à celle des sites naturels dans le cas des renouées, du solidage et de la balsamine. Des

tendances similaires ont également été prouvées pour d'autres exotiques envahissantes : la balsamine à petites fleurs (*Impatiens parviflora*) et le cotonéaster (*Cotoneaster horizontalis* – voir Piquetier *et al.* dans le présent numéro). Pour les scientifiques, la relation de causalité entre invasion et faible diversité de la flore reste en suspens. L'hypothèse d'une causalité directe, c'est-à-dire la perte de diversité suite à l'invasion, n'est pas la seule possible. Une hypothèse alternative, tout aussi plausible, est que le succès de l'espèce exotique pourrait être la conséquence indirecte d'une modification du milieu conduisant à l'effacement de l'espèce indigène (Didham *et al.*, 2005 ; MacDougall & Turkington, 2005).

L'invasion par le séneçon, quant à elle, n'affecte pas la richesse floristique des milieux, ce qui suggère soit que cette espèce est capable de cohabiter avec les espèces indigènes, soit que l'invasion par le séneçon résulte de la colonisation d'une niche vacante, c'est-à-dire d'une niche écologique inexploitée par les espèces indigènes.

Les impacts des plantes exotiques envahissantes peuvent être très variables en termes de sévérité et leur quantification relative en Belgique peut constituer un outil d'aide à la décision pour hiérarchiser les priorités lors d'actions de gestion. Par exemple, les renouées et le solidage induisent les plus fortes réductions de richesse spécifique indigène (48 % et 45 % respectivement, contre 30 % pour la balsamine). Ces espèces clonales forment des peuplements denses qui laissent peu d'espace pour la croissance des espèces indigènes. A contrario, la balsamine, qui est une annuelle herbacée, malgré des peuplements aussi denses en apparence, semble plus perméable à la cohabitation ; ainsi, jusqu'à 9 espèces indigènes ont pu être recensées dans un quadrat de 1 m<sup>2</sup> sous un couvert de balsamine estimé à 100 %. De plus, une relation entre le nombre de plantes indigènes et la densité des exotiques envahissantes sur les sites envahis a montré que même de très faibles densités (< 10 %) de renouées ou de solidage avaient déjà un impact négatif sur la richesse floristique des sites.

Enfin, les plantes exotiques envahissantes peuvent altérer les caractères des assemblages de plantes indigènes (identité, forme de vie, stratégie de compétition). La composition spécifique et les traits des communautés comprenant des espèces exotiques seraient donc différents de ceux des communautés composées uniquement de plantes indigènes. De manière assez triviale, la dominance de l'exotique modifie les



Bord de chemin envahi par la renouée du Japon

caractéristiques des communautés par une dominance de la forme de vie de l'espèce envahissante après invasion. Ceci peut avoir de sérieuses répercussions sur la couverture du sol, ou la stabilité des berges de cours d'eau. Nos résultats montrent que les espèces dominantes avant invasion, restent présentes dans la flore associée à l'espèce exotique, alors que tout un cortège de plantes, moins abondantes initialement, disparaît. Pour les espèces ayant un impact sur la flore (renouées, solidage, balsamine), les communautés avant invasion sont principalement composées de plantes compétitrices que l'on retrouve après invasion : l'ortie (*Urtica dioica*), les ronces (*Rubus* spp.), le fromental (*Arrhenaterum elatius*) et le lierre terrestre (*Glechoma hederacea*). Au vu de résultats similaires, certains auteurs se questionnent sur le caractère néfaste de l'envahissement de milieux dominés par de telles espèces (Hulme & Bremner, 2006). En effet, les espèces très communes sont très loin d'être menacées de disparition même à une échelle locale et de part leur grande compétitivité, des espèces, comme par exemple l'ortie, forment des peuplements denses qui laissent peu de place pour d'autres espèces indigènes. Cependant, ce raisonnement est un peu réducteur, car il résume les communautés végétales à leurs espèces dominantes.

En conclusion, il est maintenant indéniable que la présence de certaines espèces végétales envahissantes soit liée à des modifications de la composition et de la structure de la végétation indigène en Belgique, et il est nécessaire d'en déterminer les répercussions sur les niveaux trophiques supérieurs dans les écosystèmes envahis.

### Les impacts sur le comportement des pollinisateurs et la reproduction des indigènes

Parmi les espèces végétales exotiques envahissantes, nombreuses sont celles pollinisées par les insectes. Souvent issues de l'horticulture, comme par exemple en Belgique la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*), l'arbre à papillons (*Buddleja davidii*), la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) ou la renouée du Japon (*Fallopia japonica*), ces plantes à la floraison abondante et aux fleurs ou inflorescences voyantes sont, de par leur pollen et leur nectar, une source importante de nourriture pour les insectes. De plus, elles sont souvent « généralistes », c'est-à-dire qu'elles attirent de nombreux insectes différents. Cette caractéristique leur permet de s'insérer aisément dans les réseaux de pollinisateurs locaux car ceux-ci sont majoritairement constitués

d'insectes également « généralistes », visitant de nombreuses espèces florales (Memmott et Waser, 2002). Ceci a été mis en évidence en Belgique pour la renouée du Japon, le solidage géant, la balsamine de l'Himalaya, la balsamine à petites fleurs (*Impatiens parviflora*) et le séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*).

Par contre d'autres envahissantes ne semblent pas influencer le comportement des pollinisateurs visitant les indigènes. C'est le cas du séneçon du Cap mis en présence du séneçon jacobée (*Jacobaea vulgaris*), une indigène commune en Belgique. Bien que l'envahissante soit plus abondamment visitée que l'indigène,



Le séneçon du Cap visité par un syrphe

Pour les plantes indigènes qui les côtoient, partagent leurs pollinisateurs et fleurissent à la même période, des conséquences sur la pollinisation et la fructification peuvent se manifester en raison de modifications dans le comportement de visite des pollinisateurs (Bjerknes et al. 2007). Au niveau de la pollinisation, à la fois le nombre et l'origine des grains de pollen déposés sur les stigmates des indigènes peuvent être affectés par la présence d'une envahissante. Lorsque les insectes ont un comportement de visite inconstant, c'est-à-dire qu'ils passent régulièrement d'une espèce à l'autre, les stigmates de l'indigène peuvent recevoir du pollen « étranger », ce qui peut ou non nuire à la fructification finale.

Certaines exotiques envahissantes ont un impact négatif sur la pollinisation et la fructification d'espèces indigènes. L'envahissante détourne les pollinisateurs des indigènes à son profit. Moins de grains de pollen propre à l'espèce indigène sont déposés et la fructification est réduite. Un tel cas a été prouvé chez l'épiaire des marais (*Stachys palustris*) mis en présence de la balsamine de l'Himalaya (Chittka et Schürkens, 2001).

lorsque les deux espèces se côtoient, la guildes de pollinisateurs de l'indigène et leur abondance n'est en rien modifiée ; le succès reproducteur n'est donc pas affecté (Vanparys, 2009).

Finalement, certaines exotiques envahissantes ont un effet facilitateur. Elles attirent un grand nombre d'insectes qui visitent également les indigènes alors qu'ils ne se seraient pas déplacés vers celles-ci en l'absence de l'envahissante. Ceci a été observé avec la balsamine de l'Himalaya. Cette balsamine est visitée principalement par des bourdons. L'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*) une espèce indigène commune en région Wallonne, est par contre peu visitée par ce type de pollinisateur lorsqu'elle est seule. Lorsque les deux espèces végétales sont mises en présence, les bourdons visitent abondamment l'indigène. Les stigmates d'épilobe portent les pollens des deux espèces mais au final, la fructification de l'indigène reste inchangée. Il semble que le nombre de grains de pollens indigènes soit suffisant pour féconder les ovules. Un effet similaire de facilitation et de fructification inchangée a été montré pour une



Bourdon visitant une balsamine de l'Himalaya

autre espèce indigène de Belgique, rare cette fois, l'aconit napel (*Aconitum napel-lus* subsp. *lusitanicum*), avec toujours la même balsamine envahissante.

Différentes causes peuvent expliquer le manque d'influences d'une envahissante sur la reproduction d'une indigène. Premièrement, en raison de différences dans la position des anthères et des stigmates entre les espèces, les pollinisateurs peuvent porter les différents pollens sur des parties distinctes de leur corps. Le pollen de l'envahissante n'est donc pas nécessairement déposé sur les stigmates de l'indigène. Deuxièmement, si l'indigène reçoit naturellement plus de pollen que nécessaire pour maximiser sa fructification, des changements dans la quantité de pollen compatible déposé peuvent être insuffisants pour entraîner des répercussions sur la fructification ; comme nous l'avons montré avec l'épilobe et la balsamine de l'Himalaya. Troisièmement, si les pollinisateurs sont fidèles à une seule espèce ou si le pollen n'est pas présenté aux insectes au même moment chez l'indigène et l'envahissante, un dépôt de pollen de l'envahissante sur les stigmates de l'indigène est improbable.

Bien que les récents résultats acquis tendent à relativiser les impacts négatifs des espèces exotiques envahissantes sur la pollinisation et la fructification des espèces indigènes, il est actuellement impossible de généraliser l'innocuité d'une envahissante à toutes les indigènes car les impacts varient en fonction des espèces mises en présence. Ils dépendent également des populations locales de visiteurs, et comme celles-ci varient, des différences tant au niveau temporel que spatial sont attendues. Ainsi, pour un même site et un même dispositif,

les populations des différentes catégories d'insectes étaient différentes entre deux saisons d'expérimentation avec la balsamine de l'Himalaya. Les abeilles domestiques majoritaires sur les indigènes la première année étant remplacées par des bourdons et des syrphes la seconde. Finalement, le nombre d'individus et la distance entre les espèces en présence, exotique et indigène, peuvent influencer les résultats. Ainsi, l'indigène directement en contact avec la balsamine de l'Himalaya est plus exposée aux impacts, et à nombre d'indigènes égal ceux-ci peuvent être plus importants lorsque la taille de la population de l'envahissante augmente.

Si l'étude des impacts sur le succès reproducteur des indigènes, initiée il y a maintenant 10 ans par Grabas & Laverly (1999), commence à fournir les premières réponses, on sait par contre très peu de choses sur les impacts des plantes exotiques envahissantes sur les populations de pollinisateurs. Dans un environnement où les ressources florales se raréfient et sont de moins en moins diversifiées, la présence d'exotiques envahissantes apportant en abondance pollen et nectar, et qui occupent souvent des milieux fortement anthropisés n'est sans doute pas sans conséquence sur le maintien ou la survie des populations de certains pollinisateurs. Leur présence pourrait favoriser des espèces d'insectes opportunistes et généralistes.

### Les impacts sur la faune du sol

Les plantes exotiques envahissantes influencent la disponibilité des éléments minéraux dans le sol notamment en jouant sur la qualité (concentration en azote, lignine, cellulose) et la vitesse de décomposition de leurs litières. Les

communautés vivantes du sol étant directement dépendantes de la quantité et de la qualité des apports de matière organique, elles sont susceptibles de se trouver profondément transformées lors du remplacement d'une végétation indigène plurispécifique par un couvert dominé par une plante exotique envahissante. De plus en plus d'études montrent en effet que les plantes exotiques envahissantes influencent négativement la densité et la diversité des communautés d'organismes du sol (Ernst et Cappucino, 2005 ; Herrera et Dudley, 2003 ; Standish, 2004).

En Belgique, une étude, réalisée dans une friche herbacée envahie par la renouée du Japon, s'est penchée sur l'impact de la renouée du Japon (*Fallopia japonica*) sur la faune du sol. Elle montre que les communautés de décomposeurs sont affectées. En effet, une réduction générale de l'abondance des arthropodes sous cette espèce a été observée. Une explication pourrait être la faible diversité des ressources et de niches écologiques sous les peuplements monospécifiques de la renouée. Plusieurs études ont montré qu'une grande diversité de type de litière pouvait augmenter la diversité des microhabitats et l'hétérogénéité des ressources. La mauvaise qualité des litières de la renouée pourrait également expliquer la diminution d'abondance observée dans les écosystèmes envahis.

Parmi les autres groupes de la macrofaune du sol, certains présentaient une abondance très différente entre le peuplement de renouée et la friche herbacée adjacente. Les diplopodes (mille pattes), les isopodes (cloportes) ainsi que les opilions étaient plus abondants sous la

Tableau 1 : Impacts avérés de plantes exotiques envahissantes en Belgique. Les résultats de nos études sont confrontés au statut ISEIA des espèces pour illustrer la variabilité des réponses au sein même des catégories de la liste.

Espèce étudiée	Impacts avérés en Belgique <sup>4</sup>				Statut ISEIA <sup>5</sup>
	Sol / écosystèmes	Flore indigène	Pollinisateurs	Faune du sol	
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	/	Oui	Non	/	A2
<i>Fallopia</i> spp.	Oui	Oui	Non	Oui	A3
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Oui	/	/	/	A3
<i>Impatiens glandulifera</i>	Oui	Oui	Oui (+)	En cours	A3
<i>Solidago gigantea</i>	Oui	Oui	En cours	En cours	A3
<i>Senecio inaequidens</i>	Oui	Non	Non	Oui	B3
<i>Impatiens parviflora</i>	/	Oui	Non	/	B3

/ : Non étudié en Belgique ; + : effet facilitateur ; En cours : études en cours dont les résultats ne sont pas encore disponibles

renouée. En ce qui concerne les opilions, la structure de la végétation est probablement à mettre en cause. En effet, la densité des tiges est plus faible que dans la végétation indigène (graminées, orties et autres dicotylédones prairiales), ce qui est plus favorable aux déplacements des opilions (Kappes, 2007). Pour ce qui est des isopodes et diplopodes, ce sont des organismes fragmenteurs de litière, dont la plupart des espèces préfèrent les microclimats ombragés et humides de type forestier (Bachalier, 1978), conditions rencontrées sous les peuplements de renouées. A l'inverse, les espèces thermophiles de milieux ouverts abondantes dans la friche herbacée (fourmis jaunes *Lasius flavus* et pucerons associés) sont quasi absentes sous *Fallopia*. Il en va de même pour les communautés de lombrics dominées par *Lumbricus terrestris*, espèce affectionnant les milieux forestiers, sous la renouée et par *Lumbricus castaneus*, espèce des prairies, sous la friche non envahie. La différence de composition de la faune du sol dans ce site particulier semble donc se faire au moins en partie sur base microclimatique.

Des résultats récents portant sur deux autres sites (une clairière forestière à ronce et une forêt alluviale à auline glutineux) vont dans ce sens. Dans la clairière, on retrouve la même opposition entre espèces forestières et thermophiles mais de manière moins marquée que dans notre premier site tandis que dans l'aulnaie, les communautés d'arthropodes ne diffèrent pas entre les secteurs envahis et non envahis. L'impact de la renouée sur la faune du sol dépend donc de la formation végétale envahie. L'impact sera grand dans des écosystèmes initialement ouverts et beaucoup plus faible dans des habitats fermés (forêts, friches denses à ronces).

En Europe, plusieurs autres auteurs se sont intéressés à l'impact de la renouée du Japon sur la faune du sol. Beerling et Dawah, (1993) avaient déjà montré une réduction de la densité des insectes phytophages dans les peuplements de renouées. Plus récemment, Kappes *et al.* (2007) et Gerber *et al.* (2008) ont observé une réduction d'abondance générale des arthropodes sous les peuplements de

renouées de l'ordre de 40 % par rapport à la végétation non envahie adjacente. Parmi les différents groupes trophiques, ce sont les herbivores (gastéropodes) qui régressent le plus, les feuilles de renouée étant peu appréciées (C/N élevé) alors que, comme dans notre étude, les prédateurs (opilions) voient leur abondance augmenter. La réduction d'abondance des invertébrés dans les peuplements de renouées est susceptible d'avoir des conséquences sur les niveaux trophiques supérieurs. Ainsi, Maertz *et al.* (2005) ont observé un succès de nourrissage des grenouilles plus faible dans les renouées par rapport aux communautés végétales non envahies.

L'impact d'une autre espèce de notre flore exotique, le séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*), sur la faune du sol a été examiné par Vanparys (2009). Le nombre d'arthropodes sous le séneçon du Cap était plus faible que sous une espèce apparentée indigène : le séneçon jacobée (*Jacobea vulgaris*). La différence était principalement due à la plus faible abondance des collemboles arthropleones. Comme ce groupe d'arthropode se nourrit principalement de champignons, l'auteur suggère que le séneçon du Cap produit des substances antifongiques.

En matière de faune du sol, des exemples de restauration montrent que si les communautés végétales initiales peuvent être reconstituées, les communautés animales associées reviennent aussi (Gratton et Denno, 2005).

## En conclusion

Les impacts des espèces exotiques envahissantes sont multiples, complexes car inter-dépendants, et variables d'une espèce à l'autre, ce qui a été démontré par les études menées en Belgique (tableau 1). Les plantes exotiques envahissantes augmentent la productivité des écosystèmes et influencent la disponibilité



Sacs de litière utilisés dans le cadre de l'étude de la décomposition des espèces

© photo S. Vanderhoeven

4 Dans le cadre de nos études uniquement, se référer au texte pour plus de détails

5 Voir Branquart dans le présent numéro

des éléments minéraux dans le sol. Si ces conséquences s'avèrent irréversibles, elles peuvent sérieusement mettre en péril la restauration des milieux. L'enrichissement des écosystèmes en azote est une cause de leur dégradation par eutrophisation et peut notamment menacer la survie d'une flore associée aux milieux pauvres en nutriments. Les plantes exotiques envahissantes ont de nombreuses conséquences sur la biodiversité. Elles réduisent localement la diversité de la flore indigène et de la faune du sol, et elles modifient la structure des communautés (végétales et animales). Bien que la notion d'impact ait souvent une connotation négative, des impacts positifs ont été démontrés à travers un effet facilitateur des plantes exotiques envahissantes sur la pollinisation de leurs congénères indigènes (augmentation de l'attractivité).

Pour hiérarchiser des priorités dans la planification d'actions de gestion, il s'agira d'inclure toutes les composantes des impacts. En termes de conservation ou de restauration, nos résultats mettent l'accent sur la nécessité de travailler de manière intégrée à l'échelle des communautés, en ciblant tous les niveaux qui leur composent.

Même si l'impact de certaines plantes exotiques envahissantes sur l'environnement commence à être cerné par les scientifiques, le problème des invasions biologiques n'est encore socialement que partiellement construit. Pour accéder un statut de problème public, l'étape préliminaire d'information et de sensibilisation doit donc se poursuivre.

## Références

- Beerling D.J., Dawah H.A. 1993. Abundance and diversity of invertebrates associated with *F. japonica* (Houtt. Ronse Decraene) and *Impatiens glandulifera* (Royle) : two alien plant species in the British Isles. *The Entomologist* 112 : 127-139
- Bjerknes A.L., Totland Ø., Hegland S. J., Nielsen, A. 2007. Do alien plant invasions really affect pollination success in native plant species? *Biological Conservation* 138 (1/2) : 1-12.
- Chittka L., Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature* (London) 411 (6838) : 653.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Vanparys V., Hayez M., Gruber W., Meerts P. 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia* 157 : 131-140.
- Didham R.K., Tylanakis J.M., Hutchison M.A., Ewers R.M., Gemmill N.J. 2005. Are invasive species the drivers of ecological changes? *Trends in Ecology and Evolution* 20 (9) : 470-474.
- Ehrenfeld, J.G. 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6 : 503-523.
- Ernst C.M. & Cappuccino N. 2005. The effect of an invasive alien vine, *Vincetoxicum rossicum* (Asclepiadaceae), on arthropod populations in Ontario old fields. *Biological Invasions* 7 : 417-425.
- Gerber E., Krebs C., Murrell C., Moretti M., Rocklin R. & Schaffner U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*F. spp.*) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141 : 646-654.
- Grabas G. P., Lavery, T. M. 1999. The effect of purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L. ; Lythraceae) on the pollination and reproductive success of sympatric co-flowering wetland plants. *Ecoscience* 6(2) : 230-242.
- Gratton C., Denno R.F. 2005. Restoration of Arthropod Assemblages in a *Spartina* Salt Marsh following Removal of the Invasive Plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology* 13 : 358-372.
- Herrera A.M., Dudley T.M., 2003. Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions* 5 : 167-177.
- Hulme P.E., Bremner E.T. 2006. "Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats : partitioning diversity components following species removal." *J. of Applied Ecology* 43 : 43-50.
- Kappes H., Lay R. & Topp, W. 2007. Changes in Different Trophic Levels of Litter-dwelling Macrofauna Associated with Giant Knotweed Invasion. *Ecosystems* 10 : 734-744.
- Bachelier G., 1978. La faune des sols, son écologie et son action. O.R.S.T.O.M, Paris, pp 391.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P. & Shine, C. 2009. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (Final draft report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium)
- Leary J.K., Hue N.V., Singleton P.W., Borthakur D. 2006. The major features of an infestation by the invasive weed legume gorse (*Ulex europaeus*) on volcanic soils in Hawaii. *Biology and Fertility of Soils* 42 : 215-223.
- Levine J. M., Vila M., D'Antonio C.M., Dukes J.S., Grigulis K., Lavorel S. 2003. "Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions." *Proceedings of the Royal Society of London - series B* 270 : 775-781.
- Liao C., Peng R., Luo Y., Zhou X., Wu X., Fang C., Chen J., Li B. 2008. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion : a meta-analysis. *New Phytologist* 177 : 706-714.
- MacDougal I. A. S., Turkington R. 2005. "Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems?" *Ecology* 86(1) : 42-55.
- Maertz J.C., Blossey B., Nuzzo V. 2005. Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. *Biodiversity and Conservation* 14 : 2901-2911
- Mc Kinney, M. L., Lockwood J. L. 1999. "Biotic homogenization : a few winners replacing many losers in the next mass extinction." *Trends in Ecol. & Evol.* 14 : 450-453.
- Memmott J., Waser N. M. 2002. Integration of alien plants into a native flower-pollinator visitation web. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 269(1508) : 2395-2399.
- Musil C.F. 1993. Effect of invasive Australian Acacias on the regeneration, growth and nutrient chemistry of South African lowland fynbos. *Journal of Applied Ecology* 30 : 361-372.
- Pimentel D. 2002. *Biological Invasions : Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. CRC Press, Boca Raton, Florida. 384 p.
- Standish J.R., Williams P.A., Roberston W.A., Scott N.A. & Hedderley, L.D., 2004. Invasion by a perennial herb increases decomposition rate and alters nutrient availability in warm temperate lowland forest remnants. *Biological Invasions* 6 : 71-81.
- Vanparys V., 2009. Ecology of an invasive plant, *Senecio inaequidens* : interactions with pollinators, herbivores and soil fauna. Thèse de doctorat ; Université catholique de Louvain, Belgique.