

LA HAIE BRISE-VENT :

SES EFFETS SUR LA REDUCTION DE LA DERIVE ET DE LA MIGRATION DES PESTICIDES

Fédération des producteurs maraîchers du Québec (FPMQ)
Claude Hamel, agente de projet

Avec la collaboration de
Cécile Pilarski, professionnelle de recherche indépendante

Présenté au
Conseil québécois de l'horticulture (CQH)

Le 21 septembre 2010



Une partie du financement de ce projet a été assurée par Agriculture et Agroalimentaire Canada, par l'entremise du Programme canadien d'adaptation agricole (PCAA). Au Québec, la part destinée au secteur de la production agricole est gérée par le Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec.



Agriculture et
Agroalimentaire Canada

Agriculture and
Agri-Food Canada

Table des matières

INTRODUCTION.....	3
1. LES AVANTAGES DES HAIES BRISE-VENT (HBV).....	3
1.1. Les avantages liés à la fonction première des HBV.....	4
1.2. Les productions secondaires des HBV.....	4
1.3. Les avantages liés à l'amélioration du milieu environnant.....	5
1.4. Le bilan est positif malgré certains points faibles.....	6
1.5. La dimension contextuelle.....	7
2. LES PROBLEMATIQUES DE LA DERIVE ET DE LA MIGRATION DES PESTICIDES.....	8
2.1. La dérive des pesticides dans l'air.....	8
2.2. La migration des pesticides dans le sol et dans l'eau.....	9
3. LA RETENTION DES PESTICIDES PAR LES HBV.....	10
3.1. Les effets des HBV sur la réduction de la dérive des pesticides dans l'air.....	11
3.1.1. <i>Les fonctions de la HBV dans la réduction de la dérive.....</i>	11
3.1.2. <i>Les mécanismes du vent.....</i>	12
3.1.3. <i>La porosité.....</i>	13
3.1.4. <i>Les caractéristiques du feuillage.....</i>	15
3.1.5. <i>Le design des HBV.....</i>	16
3.1.6. <i>Les limites de l'utilisation des HBV pour la réduction de la dérive des pesticides.....</i>	17
3.2. Les effets des HBV sur la réduction de la migration des pesticides dans l'eau et dans le sol.....	18
3.2.1. <i>Les divers mécanismes de la phytoremédiation.....</i>	19
3.2.2. <i>Le niveau de tolérance aux herbicides de certaines espèces.....</i>	20
3.2.3. <i>Le choix des espèces.....</i>	22
3.2.4. <i>Le design des HBV.....</i>	24
3.2.5. <i>Les limites de l'utilisation des HBV pour la réduction de la migration des pesticides.....</i>	24
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	25
ANNEXES.....	28
BIBLIOGRAPHIE.....	30

Introduction

Les utilisations des haies brise-vent (HBV) sont nombreuses et diversifiées et l'implantation de ces structures végétales comporte de multiples avantages pour le secteur agricole. Parallèlement à l'évolution des préoccupations entourant l'usage des pesticides, certains chercheurs ont identifié le potentiel des HBV à réduire la perte de pesticides dans l'environnement.

Cette revue de littérature poursuit l'objectif de rassembler les différents avantages des HBV et de documenter les informations disponibles au sujet de la réduction de la disparition des pesticides dans l'environnement à l'aide des HBV. Pour y arriver, le présent document se compose de trois sections complémentaires. D'abord, les divers avantages des HBV sont rapportés. Ensuite, les problématiques de la dérive et de la migration des pesticides dans l'environnement sont brièvement abordées pour finalement permettre l'étude des différents rôles et fonctions de la HBV relativement à la rétention des pesticides.

1. Les avantages des haies brise-vent (HBV)

Barrières végétales¹ contre les effets néfastes des vents, les HBV sont depuis longtemps utilisées autour des terres agricoles². La HBV est définie comme une structure linéaire végétative d'une ou de plusieurs rangées généralement constituées d'arbres et d'arbustes, mais aussi de plantes herbacées plus ou moins hautes (vivaces ou annuelles, graminées, etc.) (Brandle *et al.* 2004, Ucar et Hall 2001). De natures très diverses, les bénéfices de la HBV peuvent aller bien au-delà de la seule influence sur le facteur éolien. Ainsi, de par la diversification des recherches dans ce domaine, les intérêts pour les HBV ont évolué et des usages moins classiques sont maintenant clairement identifiés dans la littérature.

Sans prétendre à l'exhaustivité, les éléments présentés ci-dessous visent à dresser un portrait général des différents types d'utilisation des HBV et des nombreux avantages qu'elles procurent.

¹ Pour les besoins de la recherche, nous limitons notre étude aux HBV naturelles, par opposition aux HBV artificielles. De plus, il a été démontré que les HBV naturelles étaient plus efficaces que les HBV artificielles. Sur ces questions, voir notamment De Schampheleire *et al.* 2009.

² Pour un historique de l'utilisation des HBV, voir Brandle *et al.* 2004.

1.1. Les avantages liés à la fonction première des HBV

En premier lieu, les HBV, qui freinent à la fois la force et la vitesse du vent, sont des outils efficaces pour prévenir la dégradation des sols. Elles agissent contre l'érosion éolienne (Vézina 2001; Mize et al. 2008, Andreu et al. 2009), réduisent l'évaporation (Andreu et al. 2009 ; Cleugh 1998 ; Vézina 2001), favorisent la rétention des nutriments et de l'eau dans le sol (Andreu et al. 2009, Cleugh 1998 ; Ucar et Hall 2001 ; Vézina 2001). De plus, les HBV créent un microclimat favorable aux cultures autant qu'au bétail (Cleugh 1998). Wilkinson et Elevitch (2000) rappellent par exemple que la diminution du vent procure un environnement moins stressant pour les plantes et pour les animaux. En lien avec leur impact sur la circulation du vent, ces barrières végétales sont également très efficaces en hiver pour contrôler les déplacements de neige (Ucar et Hall 2001) et en homogénéiser le dépôt sur les terres cultivées, fournissant donc une protection hivernale supérieure aux cultures et favorisant l'obtention d'une meilleure humidité du sol pour les cultures de l'année suivante (Mize et al. 2008).

Tous ces avantages améliorent en définitive la qualité de la production ainsi que les rendements des cultures (Mize et al. 2008 ; Andreu et al. 2009). Ceci est entre autres vrai dans les vergers où les fleurs sont moins fréquemment abîmées par le vent (Wilkinson et Elevitch 2000). En outre, Vézina (2001) a montré que les HBV favorisent une meilleure pollinisation et Mize et al. (2008) rappellent également que les HBV peuvent attirer des oiseaux se nourrissant des insectes nuisibles qui endommagent les cultures.

Enfin, utilisées autour des fermes, les HBV protègent non seulement les cultures et les animaux, mais également les bâtiments. Elles peuvent également avoir un effet modérateur sur les pertes convectives et radiatives des serres, comme l'a montré Kittas (1992).

1.2. Les productions secondaires des HBV

Kuzovkina et Quigley (2004) et Rockwood et al. (2004) rapportent que pour les producteurs, les HBV, notamment composées de saules (*Salix ssp.*), permettent la production de biomasse pouvant être utilisée comme source de revenus supplémentaires. En Suède, le saule (*Salix viminalis* et *S. dasyclados*) cultivé pour la production de biomasse produit annuellement, en condition favorable, jusqu'à 35 t de bois par hectare (Kuzovkina et Quigley 2004). Rockwood et al. (2004) soulignent que dans les régions tempérées, le peuplier (*Populus ssp.*), le saule et le robinier (*Robinia pseudoacacia*) sont les arbres les plus souvent utilisés pour cet usage. Au Canada, *Salix viminalis* est identifié comme l'espèce la plus prometteuse en matière de production de biomasse (Labrecque et Teodorescu 2003, selon Kuzovkina et Quigley 2004).

Lorsque certaines espèces telles que l'amélanchier (*Amelanchier sp.*), l'argousier (*Hippophae rhamnoides L.*) ou le noisetier hybride (*Corylus x*) sont incorporées, les HBV peuvent aussi

servir à la production de petits fruits qui pourront être récoltés (Brandle et *al.* 2004, Vézina et *al.*). De plus, aménagée avec cet objectif, la HBV peut constituer une barrière pour l'élevage, tout en offrant, dans une certaine proportion et dans des conditions s'y prêtant, des aliments pour le bétail qui y est gardé (Rockwood et *al.* 2004).

1.3. Les avantages liés à l'amélioration du milieu environnant

À côté de ces bénéfices directs pour la production agricole, plusieurs études se sont intéressées au rôle des HBV dans l'amélioration de la qualité de vie autour des installations agricoles par la réduction des odeurs (Griffith 2001 ; Lin et *al.* 2006) ou du bruit (Ucar et Hall 2001). À la diminution de ces nuisances, s'ajoutent également des considérations d'ordre esthétique et d'embellissement du paysage rural (Wilkinson et Elevitch 2000 ; Andreu et *al.* 2009 ; Mize et *al.* 2008).

Dans un autre registre, les préoccupations environnementales ont également amené les chercheurs à identifier les services écosystémiques rendus par les HBV³. Parmi ceux-ci, on retrouve la protection des habitats fauniques et de la biodiversité (Mize et *al.* 2008 ; Andreu et *al.* 2009), ou encore, l'amélioration de la qualité de l'eau et de l'air (Andreu et *al.* 2009 ; Griffith 2001), notamment en réduisant la dérive et la migration des pesticides, un aspect qui sera développé plus loin dans cette étude.

Implantées à l'échelle régionale, les HBV forment un réseau de couloirs qui permet l'augmentation des espèces présentes et l'accroissement de la biodiversité. Brandle et *al.* (2004) rapportent qu'au Kansas, les réseaux HBV (identifiés par les auteurs comme des forêts linéaires) sont particulièrement prisés des chasseurs, amenant les HBV à contribuer significativement à l'économie locale.

Les auteurs (Brandle et *al.* 2004) soulignent par ailleurs, l'apport des HBV dans la séquestration du carbone et, dans une certaine mesure, reconnaissent la contribution de ces structures dans la lutte aux changements climatiques.

Intégrées dans certaines stratégies de développement, les HBV permettraient de contribuer efficacement à combler différents besoins sociétaux actuellement antagonistes au niveau de l'occupation du territoire agricole, surtout dans certains contextes socio-économiques particuliers. La contribution des HBV serait notamment importante pour la production de nourriture (fruits, noix) et de bois (et fibres), des besoins pour lesquels la demande s'accroît proportionnellement à la croissance démographique (Mize et *al.* 2008).

³ Pour une étude plus ancienne du rôle des HBV dans la protection de la nature, voir par exemple, Johnson et *al.* 1991.

1.4. Le bilan est positif malgré certains points faibles

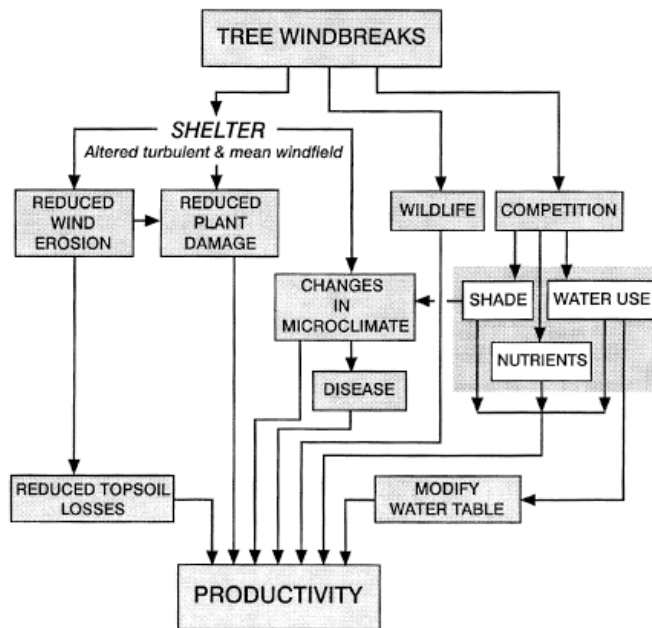
Malgré les nombreux avantages qu'elles présentent, les HBV peuvent également être source d'inconvénients, voire d'effets pervers dans certains cas (voir schéma suivant). Ainsi, en tant qu'habitats fauniques, elles sont susceptibles d'abriter des espèces nuisibles qui endommagent les cultures (Mize et al. 2008 ; Andreu et al. 2009).

Des auteurs tels que Wilkinson et Elevitch (2000), Andreu et al. (2009) ou Brandle et al. (2004) soulignent la compétition possible entre les espèces constitutives de la HBV et les cultures. Cette compétition s'observe non seulement à l'égard de l'espace monopolisé par les HBV qui pourrait être dédié à la production, mais également au regard des ressources en eau et nutriments qui vont être captées par ces végétaux, au détriment des espèces cultivées. De plus, les espaces ombragés formés par les HBV doivent être considérés dans la plantation des cultures aux abords des champs (Andreu et al. 2009). Enfin, il est essentiel d'évaluer les avantages des HBV sur le long terme, en raison du temps nécessaire à la maturation des haies et à la durée de vie des espèces utilisées (Wilkinson et Elevitch 2000 ; Vézina 2001).

Toutefois, les chercheurs semblent s'accorder sur le fait que ces inconvénients sont largement dépassés par les avantages que procurent les HBV (Vézina 2001 ; Andreu et al. 2009). Cette constatation justifie l'intérêt des autorités publiques pour les HBV, qui font ainsi partie intégrante des modes de régulation des activités agricoles aux États-Unis (Cutter et al. 1999)⁴ ou aux Pays-Bas (van de Zande et al. 2004).

⁴ Les auteurs établissent : « La pratique la plus populaire et la plus souvent intégrée dans un cadre législatif est la HBV, dont l'utilisation est rapportée dans huit États (Hawaii, Indiana, Iowa, Maryland, Missouri, Minnesota, Nebraska, et Dakota du Sud) ». Cutter et al. 1999, p. 220. Notre traduction.

Figure 1 : Mécanismes par lesquels la HBV affecte le microclimat et la productivité des cultures.



Selon : Cleugh, 1998, p. 56.

1.5. La dimension contextuelle

L'intérêt général pour les HBV, nourri par la longue liste de leurs utilisations potentielles, ne doit pas occulter l'importance du facteur géographique dans l'évaluation des avantages attendus. La dimension régionale est un facteur fondamental dans l'appréciation des effets des HBV, car elle détermine la composition des haies et leurs impacts environnementaux et conditionne également les données climatiques et physiques sur lesquelles les HBV peuvent influencer. De fait, la plupart des études sont circonscrites dans certaines zones géographiques. Mize et *al.* (2008), par exemple, se sont concentrés sur l'Amérique du Nord en zone tempérée et Wilkinson et Elevitch (2000) sur les îles du Pacifique. Plus restreints encore, les travaux de van de Zande et *al.* (2004) ou de Aude et *al.* (2003) concernent respectivement les Pays-Bas et le Danemark. D'autres encore ont limité leurs recherches à la Floride (Andreu et *al.* 2009), à quelques contés de la Province de Heilongjiang, en Chine (Weiguang et *al.* 1997), ou au nord-est de l'Italie (Lazzaro et *al.* 2008).

De toute évidence, certaines caractéristiques communes ressortent de tous ces exemples, mais il reste difficile de produire des analyses générales, d'autant que les facteurs climatiques vont grandement influencer le design des HBV nécessaire pour en maximiser l'efficacité.

Ces dernières observations sont particulièrement pertinentes pour le sujet qui nous occupe. En effet, la dynamique des mouvements d'air est particulièrement complexe et variable, comme le sont les mécanismes physico-chimiques et biologiques des sols. De ce fait, comme le rappellent

Ucar et Hall (2001), toute expérience menée dans un contexte précis repose sur un grand nombre d'hypothèses qui rendent hasardeuses les prédictions générales quant aux stratégies à adopter pour maîtriser la dérive et la migration des pesticides. Par ailleurs, ces deux phénomènes, tels qu'expliqués dans la section suivante, sont influencés par de nombreux autres facteurs vers lesquels il est pertinent de se tourner.

2. Les problématiques de la dérive et de la migration des pesticides

Le recours aux pesticides et autres produits chimiques en agriculture fait l'objet d'une attention soutenue depuis de nombreuses années. Toutefois, comme l'ont rappelé plusieurs auteurs (Gil et Sinfort 2007 ; Frazar 2000 ; Ucar et Hall 2001 ; Lazzaro et *al.* 2008 ; Scholtz et *al.* 2002), les préoccupations liées aux effets de l'utilisation des pesticides sur la santé et l'environnement ont pris une importance grandissante dans les dernières années en raison de leur forte toxicité, de leur persistance dans l'environnement, de leur accumulation dans les tissus des êtres vivants et des phénomènes rapportés de résistance aux pesticides. Frazar (2000) ainsi que Green et Hoffnagel (2004) soulignent que les effets des pesticides sur la santé humaine sont nombreux : les insecticides organochlorés peuvent occasionner des convulsions, causer l'hyperexcitabilité du cerveau et prédisposer à l'arythmie cardiaque; les insecticides organophosphorés peuvent gravement affecter le système nerveux; et les herbicides de la famille des triazines, qui sont persistants dans l'eau et mobiles dans le sol, sont possiblement cancérigènes.

Parallèlement aux efforts réalisés pour limiter l'utilisation des pesticides, différentes mesures visant à réduire le mouvement de ces agents polluants au-delà de leurs cibles ont été étudiées et diffusées. Or, c'est en grande partie par leur déplacement dans l'environnement (par dérive, volatilisation, ruissellement et érosion, lessivage et lixiviation) que les pesticides contaminent l'air, l'eau et les sols (van den Berg et *al.* 1999 ; Scholtz et *al.* 2002 ; Gil et Sinfort 2007 ; Vischetti et *al.* 2008 ; Ucar et *al.* 2001 ; Reichenberger et *al.* 2007).

2.1. La dérive des pesticides dans l'air

Le concept de « dérive » se rapporte à la fraction de pesticides perdus dans l'atmosphère sous forme de gouttelettes lors de la pulvérisation. Ces gouttelettes sont évaporées ou sont déplacées hors de la zone de traitement (sur une plus ou moins grande distance en fonction de leur diamètre) par l'action du vent (Gil et Sinfort 2007 ; van den Berg et *al.* 1999 ; Vischetti et *al.* 2008). Durant la pulvérisation, entre 30 et 50 % du pesticide appliqué peut être perdu dans l'air, indiquant pourquoi nombre de chercheurs accordent de l'importance à l'étude du phénomène de dérive des pesticides (Gil et Sinfort 2007).

Van den Berg et *al.* (1999) estiment que la dérive dépend principalement des méthodes d'application, des conditions environnementales ainsi que de la formulation du pesticide utilisé, et moins des propriétés physico-chimiques des pesticides eux-mêmes. Gil et Sinfort (2007) regroupent les facteurs qui influencent la dérive des pesticides dans les catégories suivantes : les caractéristiques de la bouillie pulvérisée, telles que la volatilité et la viscosité du pesticide utilisé; les équipements et les méthodes d'application; les conditions météorologiques lors de la pulvérisation (vitesse et direction du vent, température, humidité relative et stabilité de l'air dans le site d'application) ainsi que l'attitude et les compétences de l'ouvrier qui effectue la pulvérisation. Les auteurs concordent quant à l'importante influence du diamètre des gouttelettes. Reichenberger et *al.* (2007) identifient trois ensembles de stratégies permettant d'augmenter le diamètre des gouttelettes : la sélection de buses anti-dérives (responsable de plus de 90 % de la réduction de la dérive); l'utilisation de pulvérisateur avec assistance d'air (> 50 %) ou l'ajout d'additifs anti-dérives (20-50 %). Le choix et l'ajustement du pulvérisateur et des buses ainsi que la qualité de l'application elle-même sont aussi d'une majeure importance pour limiter la dérive (van de Zande et *al.* 2004, Vischetti, 2007 ; Reichenberger et *al.* 2007). Parmi ces ajustements, la hauteur et la direction de la pulvérisation, qui sont différents pour chaque culture (ex : tomate vs pomme), influencent particulièrement l'ampleur du phénomène de dérive.

La perte de pesticides dans l'air peut aussi se produire après l'application, par le fait de la volatilisation. Les propriétés des pesticides sont particulièrement influentes en ce qui a trait à ce type d'émission, comme dans le cas des pesticides particulièrement volatiles (van den Berg et *al.* 1999). Par ailleurs, la dégradation des sols et l'érosion éolienne constituent d'autres facteurs majeurs de la perte de pesticides dans l'air (Gil et Sinfort 2007).

Reichenberger et *al.* (2007) rapportent que les stratégies de réduction de la dérive des pesticides peuvent être regroupées dans trois groupes : (1) l'utilisation de zone tampon non traitée; (2) la réduction de l'exposition à la dérive par l'utilisation de HBV artificielle ou naturelle; (3) l'application de technologie de réduction de la dérive (buses anti-dérives, additifs anti-dérives, etc.). Ces auteurs rapportent le potentiel des HBV pour réduire la dérive et certaines sources diffuses de contamination (érosion de particules de sol chargées en pesticides, volatilisation, etc.)⁵.

2.2. La migration des pesticides dans le sol et dans l'eau

Après la pulvérisation, les pesticides appliqués dans la zone ciblée peuvent migrer de différentes façons hors du champ : par lixiviation (percolation de l'eau dans le sol), lessivage (transport en profondeur de fines particules de sols) et ruissellement (écoulement d'eau de

⁵ Pour plus de détails sur les différentes stratégies de réduction de la dérive des pesticides, consulter Reichenberger et *al.* (2006 et 2007) et FOCUS (2007 et 2007a).

surface). La migration des pesticides dans le sol peut donc contribuer à la pollution des eaux souterraines et des eaux de surface (Reichenberger et *al.* 2007). Les auteurs soulignent d'ailleurs que, si certaines recherches tendent à prouver que la contamination des eaux de surface résulte plus du ruissellement et du lessivage que de la dérive des pulvérisations, les autorités publiques se concentrent davantage sur ce deuxième aspect.

Green et Hoffnagel (2004) rapportent que la migration des pesticides et leur persistance dans le sol dépendent entre autres de facteurs chimiques spécifiques à chaque pesticide : la solubilité, la volatilité, la réactivité chimique, les capacités d'adsorption et d'absorption, le potentiel électrostatique, etc. Le taux de matière organique, les caractéristiques physiques et chimiques ainsi que la vie microbienne du sol, auraient aussi une influence marquée sur la migration des pesticides dans le sol (Green et Hoffnagel 2004 ; Wehtje 2000). À ces facteurs, Reichenberger et *al.* (2007) ajoutent le système de drainage en place, les conditions météorologiques, le taux d'application et le moment d'application. Ce dernier aspect influencerait particulièrement le ruissellement des pesticides.

La migration des pesticides en dehors des espaces visés repose donc sur de très nombreux facteurs (milieu environnant, propriétés des pesticides, méthodes d'application, propriétés physico-chimiques du sol, etc.) et touche divers éléments (eau, sol). Conséquemment, les possibilités d'action, les méthodes d'atténuation, et les effets produits constituent autant de champs de recherche et réflexion visant à réduire les pertes de pesticides dans l'environnement. Ainsi, à côté des domaines d'intervention conventionnels — réduction de la toxicité des produits utilisés, utilisation limitée, amélioration des techniques d'application, efficacité des buses — des recherches plus récentes ont permis d'associer les usages traditionnels des HBV aux stratégies de réduction de la dérive et de migration des pesticides.

3. La rétention des pesticides par les HBV

L'utilisation de systèmes végétaux linéaires (bande riveraine, zone tampon végétative, HBV, voie enherbée, etc.) pour la rétention des pesticides constitue un ensemble de stratégies régulièrement rapportées dans les études sur la problématique (FOCUS 2007 et 2007a, Reichenberger et *al.* 2006 et 2007 ; Ucar et Hall 2001). Les HBV, considérées selon une définition large, allant au-delà de ses vertus de réduction du vent, semblent présenter, dans un contexte où les préoccupations et exigences sociétales en matière d'environnement sont importantes, un potentiel marqué pour la résolution de problématiques environnementales d'origine agricole (Ucar et Hall 2001). Conséquemment, la communauté scientifique a commencé à s'intéresser à l'apport des HBV dans la réduction de la dérive des pesticides à l'extérieur de la zone traitée. Bien que plusieurs études relatives au thème aient été réalisées, les besoins de recherches sont encore importants.

3.1. Les effets des HBV sur la réduction de la dérive des pesticides dans l'air

L'utilisation des HBV pour la réduction de la dérive est un concept relativement récent. En Australie, en Nouvelle-Zélande et en Hollande, un nombre significatif d'études a été réalisé sur le thème (Ucar et Hall 2001). Les recherches existantes sur le rôle des HBV dans la réduction de la dérive reposent sur de multiples variables, ce qui limite la comparaison des résultats entre les études : HBV artificielles vs HBV naturelles; différence entre les types d'essai (théorique, en laboratoire, en champ, etc.); diverses conditions de pulvérisation (vitesse du vent, type de buse, type de pulvérisateur, etc.).

Il est généralement admis dans la littérature que les HBV permettraient une réduction de la dérive pouvant atteindre 80-90 % immédiatement derrière une HBV (Ucar et Hall 2001; Hewitt 2001; Mercer 2009; Raupach et al. 2001; Reichenberger et al. 2007). Certains auteurs (FOCUS 2007a) rapportent qu'une réduction de la dérive de 90 % peut être observable, mais qu'elle dépend fortement du stade de développement et de l'âge des arbres présents dans la HBV. Ce potentiel de réduction de la dérive se situerait plutôt à 25 % pour des arbres à feuilles caduques en période de dormance (sans feuille); à 50 % pour des arbres en stade intermédiaire de croissance et à 75 % pour des arbres ayant atteint leur plein stade de développement foliaire. La dérive causée par une application de pesticide à l'aide d'un pulvérisateur à air-assisté deviendrait négligeable à 6-7 m derrière la HBV (Lazzaro et al. 2007), démontrant ainsi l'efficacité des HBV jumelées à d'autres stratégies de réduction de la dérive de pesticides.

En Belgique, la présence de HBV au pourtour de champs de vigne et de houblon est considérée comme la troisième variable en importance dans la stratégie de réduction du dépôt de pesticides sur les eaux de surface, après la sélection des buses et les techniques de pulvérisation. En Hollande, la plantation de HBV composée d'arbres ou de végétation mesurant au moins 1 m de plus que la culture constitue une mesure de réduction de la dérive de pesticides utilisée avec succès (De Schampheleire et al. 2009).

3.1.1. Les fonctions de la HBV dans la réduction de la dérive

La HBV agit de deux façons pour réduire la dérive : (1) en interceptant le vent et donc en réduisant le potentiel de dérive d'un pesticide à l'extérieur du champ traité et (2) en interceptant les particules pulvérisées et en limitant la distance qu'elles parcourent en dehors de la zone de traitement (Ucar et Hall 2001; Reichenberger et al. 2007).

Considérant que le vent est le principal facteur affectant la dérive, les paramètres pris en compte dans l'évaluation de l'efficacité d'une HBV se rapportent principalement à sa capacité à réduire la vitesse du vent : hauteur, longueur, largeur, densité de la végétation, nombre de rangées,

continuité de la HBV, orientation, espèces végétales la composant (Ucar et Hall 2001; De Schamphelire et *al.* 2009). Divers facteurs se rapportant à la structure interne de la HBV tels que les espèces végétales présentes, la porosité, l'orientation, et le type de feuillage sont considérés dans l'étude de la capture de la dérive par les HBV (Ucar et Hall 2001).

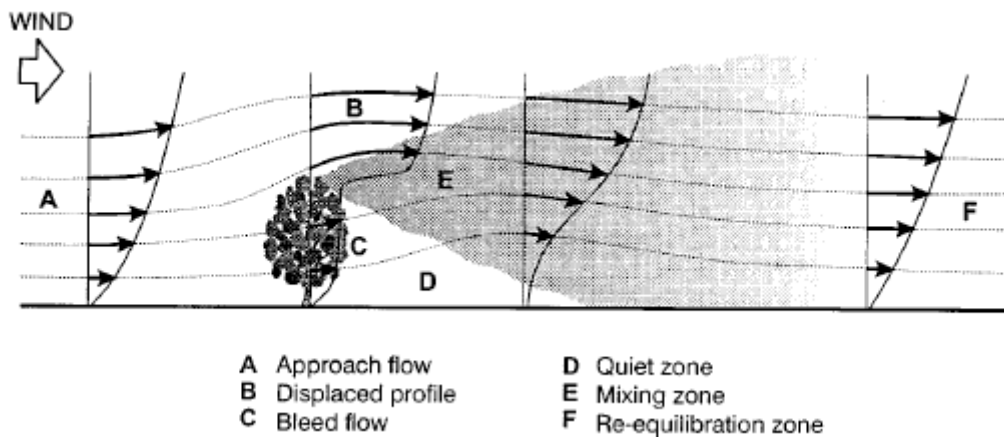
Ucar et Hall (2001) ainsi que van de Zande et *al.* (2004) soulignent que des paramètres tels que la forme de la HBV, la structure interne et la largeur des HBV, s'ils ont une influence limitée sur la réduction du vent, affecteraient particulièrement la capture des particules en dérive. Selon Mercer (2009), les facteurs d'efficacité des HBV dans la réduction de la dérive sont la porosité, qui détermine la vitesse du vent qui passe à travers la HBV, et les éléments internes de la structure végétative (notamment la grosseur du feuillage), qui déterminent l'efficacité de capture des gouttelettes par la HBV.

3.1.2. Les mécanismes du vent

Les courants d'air sont tridimensionnels, compressibles et turbulents (Ucar et Hall 2001; Reichenberger et *al.* 2007). Cette réalité rend très difficiles la prédiction du mouvement des particules en dérive et l'évaluation de l'efficacité des différentes stratégies de réduction de la dérive (van de Zande et *al.* 2004).

Brandle et *al.* (2004), Raupach et *al.* (2001), De Schamphelire et *al.* (2009) et Cleugh (1998) illustrent, de manière simplifiée, le processus qui se produit lorsqu'un courant d'air rencontre une HBV (voir figure suivante). Cet air se déplace selon divers patrons de dispersion et forme certaines zones qui se distinguent notamment par des vitesses du vent différentes et par des dépôts de pesticide en concentrations variables.

Figure 2 : Déplacement schématique de l'air et de la dérive près d'une HBV.



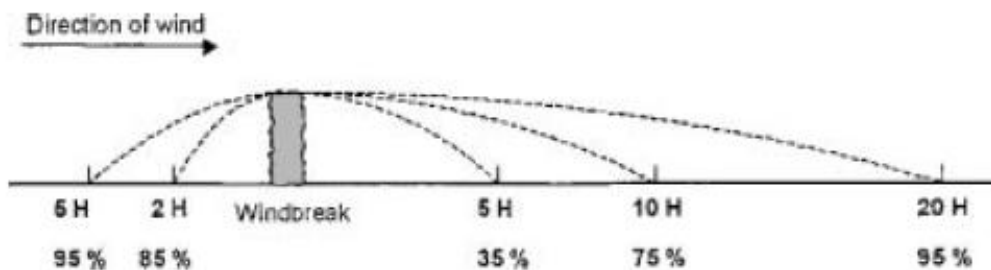
Selon : Cleugh, 1998, p. 59.

Raupach et *al.* (2001) suggèrent que la concentration en pesticide du courant d'air qui est dévié vers le haut de la HBV n'est pas réduite. Lorsque l'air passe à travers la HBV, une proportion des particules est déposée dans la haie, ce qui tend à réduire la concentration de l'air en pesticide à la sortie de la HBV (zone C) et dans la zone calme (zone D). Contrairement, ces auteurs suggèrent qu'il est aussi possible qu'une concentration supérieure en pesticide soit calculée dans cette zone, où la vitesse du vent est plus faible et favorise le dépôt des particules.

La majorité des particules en dérive retenue par une HBV serait essentiellement captée dans la partie supérieure de la canopée, suivant le mouvement ascendant de l'air vers le haut de la structure végétale. Une infime quantité pénétrerait dans la partie inférieure de la HBV (van de Zande et *al.* 2004).

Selon Schampheleire et *al.* (2009), une HBV peut réduire la vitesse du vent sur une distance (derrière la haie) équivalente à 30 ou 35 fois la hauteur de la HBV. Ucar et Hall (2001) suggèrent plutôt qu'une réduction de la vitesse du vent se produit jusqu'à 20 H, ou H équivaut à la hauteur de la HBV (voir figure suivante).

Figure 3 : Les effets d'une HBV sur la réduction de la vitesse du vent, à différentes distances de la barrière.



Selon : Ucar et Hall 2001, p. 665.

3.1.3. La porosité

La densité de la HBV (généralement identifiée par le terme porosité) est un des principaux facteurs de réduction de la vitesse du vent dans les HBV. Selon Schampheleire et *al.* (2009) et de Hewitt (2001), la structure souple et alvéolée des HBV favorise le passage et le ralentissement du courant d'air à travers la structure et contribue à l'emprisonnement des particules en dérive.

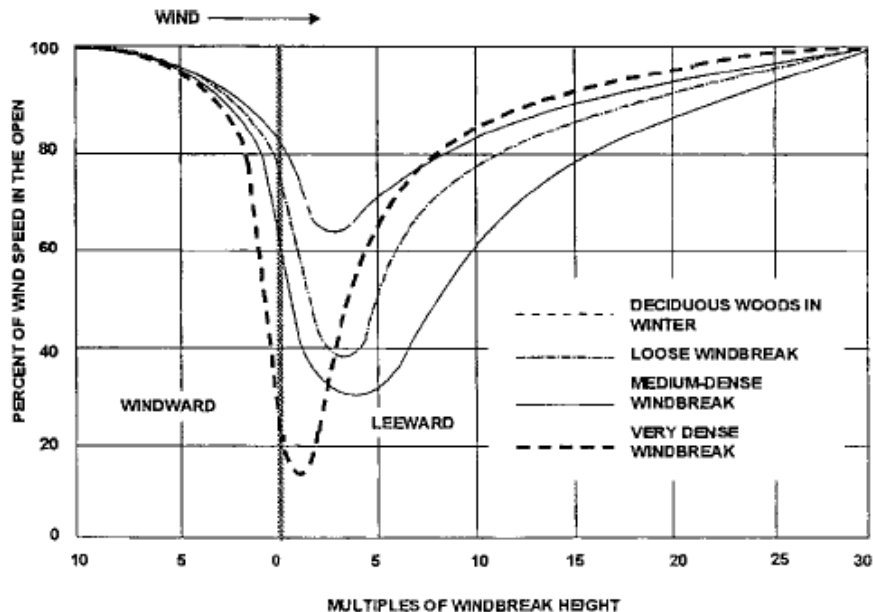
Dans la littérature, certains auteurs distinguent les concepts de porosité optique et de porosité aérodynamique (Ucar et Hall 2001 ; Brandle et *al.* 2004). La porosité optique réfère à l'ensemble des espaces libres perceptibles selon une vue en deux dimensions de la HBV, alors que la

porosité aérodynamique fait référence à l'ensemble de ces espaces vides par unité de volume. Ce dernier concept tend donc à considérer l'aspect tridimensionnel de la HBV et le trajet non linéaire des courants d'air (Brandle et al. 2004).

L'utilisation de ces deux concepts complexifie quelque peu la question de la porosité et limite la possibilité de comparer les études réalisées sur le thème, et certainement, les résultats qui en ressortent. Selon Mercer (2009) et Lazzaro et al. (2008), il est difficile de déterminer la porosité aérodynamique et cette mesure s'avère être peu accessible (surtout pour des études en champ ou pour les producteurs qui souhaitent implanter une HBV). Pour Ucar et Hall (2001), la porosité aérodynamique est un thème d'importance qui devrait être davantage étudié.

La porosité d'une HBV aurait une influence majeure sur la vitesse du vent et sa trajectoire. Mercer (2009) rappelle qu'une haie trop dense crée l'effet d'un mur; elle force le vent à passer par-dessus la structure et crée un tourbillon descendant plus loin derrière la haie, réduisant ainsi sa capacité à retenir les pesticides. Ceci est particulièrement vrai pour les petites particules, qui ont plus facilement tendance à être déviées. Les HBV très poreuses, quant à elles, laisseront passer beaucoup d'air à travers leur structure et ne retiendront qu'une quantité limitée des substances en dérive (Mercer 2009 ; Reichenberger et al. 2007 ; Bouvet et al. 2007). Ucar et Hall (2001) et Raupach et al. (2001) suggèrent donc qu'une HBV ayant une densité moyenne permette une réduction maximale de la vitesse du vent et une meilleure rétention des particules en dérive (voir figure suivante).

Figure 4 : Effets de différentes HBV avec des porosités distinctes sur la réduction de la vitesse du vent.



Selon : Ucar et Hall, 2001, p.667.

Schwartz et *al.* (selon Ucar et Hall 2001) indiquent que la porosité optimum d'une barrière végétative se situe à 20 %. Dorr et *al.* (selon Ucar et Hall, 2001) suggèrent plutôt qu'une porosité se situant entre 40-50 % offre une meilleure capture des gouttelettes en dérive. Ces derniers avancent par ailleurs qu'une HBV ayant plusieurs rangées plus poreuses s'avérerait encore plus efficace pour capter la dérive.

Plus récemment, Mercer (2009) a déterminé que des HBV offrant une porosité optique entre 10 % et 40 % permettaient une meilleure capture de la dérive de pesticide, la porosité optimum étant généralement autour de 25 %. Des HBV de porosité moyenne à base de peupliers ne se sont pas avérées très efficaces pour la réduction de la dérive de pesticides.

Mercer (2009) indique que la capture des gouttelettes dans les HBV est plus ou moins efficace en fonction du diamètre des gouttelettes. Les gouttelettes ayant un diamètre égal ou supérieur à 100 µm sont facilement retenues dans les HBV. Cependant, les gouttelettes ayant un diamètre inférieur à 10 µm sont difficilement captées et sont susceptibles à l'évaporation et à la volatilisation.

3.1.4. Les caractéristiques du feuillage

De façon générale, les recherches comparatives menées sur les conifères et les feuillus semblent s'accorder sur le fait que les conifères ont une meilleure capacité de rétention des pesticides (Ucar et *al.* 2003 ; Mercer 2009 ; Brown et *al.* 2004 ; Tiwary et *al.* 2005), et que, parmi les feuillus, ceux dont les feuilles sont assez petites et lisses (ex : Aubépine de Washington (*Crataegus phaenopyrum*)) obtiennent de meilleurs résultats que les arbres à feuilles rugueuses et velues (ex : Peuplier blanc de Hollande (*Populus alba*)). Van de Zande et *al.* (2004) et Ucar et *al.* (2003) rapportent que les conifères ont une capacité de rétention des particules variant de deux à quatre fois supérieures à celle des arbres feuillus. Toutefois, Wencker estime qu'au-delà de trois mètres derrière la HBV, les quantités de pesticides calculées sont sensiblement les mêmes, peu importe les espèces présentes dans la haie (dans van de Zande et *al.* 2004).

Outre le type de feuillage, Ucar et *al.* (2003) ont également montré que l'inclinaison des feuilles ou aiguilles des espèces étudiées joue un rôle important dans la rétention des pesticides. Ainsi, à un angle de 90° par rapport au vent, la capacité de rétention des feuilles ou aiguilles est meilleure qu'avec une inclinaison à 45°. Les auteurs observent par exemple dans ce dernier cas de figure une diminution de la déposition de pesticides sur les feuilles qui varie entre 25 et 40 %⁶. Cette étude confirme l'importance de la force du vent, qui peut obliger le feuillage à s'aligner sur son passage. Les auteurs suggèrent donc d'utiliser des conifères sur la face avant de la HBV (« *windward side* ») et des feuillus sur la face arrière de la HBV (« *leeward side* »).

⁶ L'auteur précise toutefois que le Pin rouge obtient les mêmes résultats quelque soit l'inclinaison des aiguilles.

En plus d'une réduction des pesticides dans l'air, van de Zande et *al.* (2004) observent également une diminution de la présence des pesticides dans le sol au-delà d'une HBV d'aulnes. L'auteur reconnaît toutefois l'importance de critères déjà énoncés tels que la vitesse du vent ou la densité du feuillage. La maturité du feuillage, dans le cas des feuillus, est particulièrement importante puisque celle-ci varie au cours de l'année. Les auteurs suggèrent que l'efficacité d'une HBV pourrait varier de 70 % en stade dormant à 90 % en stade de plein développement foliaire. Van de Zande et *al.* rappellent ainsi que « *Tôt dans la saison, l'aulne (Alnus sp.) demeure relativement longtemps avec peu ou pas de feuillage. Comparativement, l'érable (Acer sp.), le chèvrefeuille (Lonicera sp.) et le lilas (Syringa sp.) développent leur feuillage plus tôt et possèdent une canopée plus dense.* » (Van de Zande et *al.* 2004, p. 173. Notre traduction).

De Schamphelire et *al.* (2009) suggèrent que des études plus poussées sur les différents indices de surface foliaire et leurs effets sur la rétention de la dérive soient réalisées.

3.1.5. Le design des HBV

Étant donné l'état limité des connaissances sur les HBV conçues dans le but de réduire la dérive des pesticides, les auteurs se prononcent très peu en matière de design : « *...la complexité de la trajectoire de l'air près des HBV rend difficile d'optimiser le design des HBV* » (Ucar et Hall 2001, p. 664. Notre traduction). Malgré tout, certaines tendances relatives au design optimum d'une HBV implantée dans ce but sont ici relevées.

À l'issue d'une série d'expérimentations en champ, van de Zande et *al.* (2004) ont noté que la hauteur des HBV avait une nette influence sur la réduction de la dérive des pesticides. Alors que ces auteurs indiquent que la hauteur de la HBV devrait être égale ou supérieure à la hauteur de pulvérisation, Ucar et Hall (2001) suggèrent plutôt que la HBV devrait avoir une hauteur d'au moins deux fois celle de la culture.

Certains auteurs (Dorr et *al.* selon Ucar et Hall 2001) indiquent qu'une HBV constituée de plusieurs rangées d'arbres offrirait une meilleure protection et une réduction supérieure de la vitesse du vent qu'une seule rangée d'arbres. Néanmoins, cette composition nécessite une superficie plus importante de terrain. D'avis contraire, Lazarro et *al.* (2008) soulignent qu'une HBV à deux rangs ne présente pas un taux d'interception de la dérive supérieur à celui d'une HBV à une seule rangée présentant une porosité similaire. Toutes différences de rétention, selon ces auteurs, pourraient être attribuables à la largeur de la haie et à l'arrangement spatial des branches et des feuilles.

La continuité de la HBV constitue un facteur d'efficacité d'importance : une ouverture dans la structure permet le passage du vent et de la dérive, à une vitesse souvent supérieure à celle

observée dans le champ, en aval de la HBV (Brandle et al. 2004). Les auteurs proposent donc que la haie soit continue et relativement uniforme.

Lazarro et al. (2008) se sont intéressés aux effets de réduction de la dérive des HBV lorsque la pulvérisation est réalisée parallèlement ou perpendiculairement à la HBV. Les auteurs observent des taux similaires de réduction de dérive dans les deux cas, mais notent que les profils de dispersion de la dérive diffèrent. Cette différence pourrait être engendrée par la force horizontale du pulvérisateur lors des applications parallèles.

Au Canada, Brown et al. (2004) ont observé qu'une bande de végétation de 10 m de largeur en bord de champ permettait une protection adéquate d'un marécage en conservation contre la dérive d'herbicide d'une pulvérisation réalisée avec des vents de moins de 4 m/s (14,4 km/h). Pour des vents plus forts, les auteurs suggèrent qu'une bande de 10 m composée d'une HBV relativement dense (25 % de porosité) offrirait une protection adéquate. Cette recommandation exige cependant une superficie importante, ce qui peut constituer un facteur limitant dans l'adoption de la technologie par les producteurs.

La sélection des espèces constitue aussi un important aspect du design des HBV. En considération des éléments relevés plus tôt, la sélection des espèces devrait tenir compte de certains critères : porosité et type de feuillage, hauteur et largeur des espèces, persistance ou durée du feuillage durant la saison de production. La durée du feuillage d'une espèce devrait sérieusement être considérée pour des cultures qui nécessitent des applications de pesticides relativement tôt ou tard en saison, alors que certains arbres ont perdu leurs feuilles (van de Zande et al. 2004). Par ailleurs, la sélection des espèces de la HBV devrait tenir compte de leur capacité d'adaptation au milieu (type de sol, pH du sol, conditions hydriques, etc.) et de leurs besoins d'entretien.

3.1.6. Les limites de l'utilisation des HBV pour la réduction de la dérive des pesticides

Tel qu'indiqué par Reichenberger et al. (2007), il est très difficile de prévoir l'efficacité des HBV quant à la réduction de la dérive des pesticides, et ce, malgré les différents modèles mathématiques et informatiques conçus dans cet objectif⁷. Ces modèles sont basés sur divers facteurs, trop souvent variables et imprévisibles (ex. : turbulence du vent). Selon Ucar et Hall (2001, p.663. Notre traduction.): « ...il n'existe actuellement aucune méthodologie standard qui permette d'évaluer et de classifier les HBV ou de déterminer leur efficacité à réduire la dérive ».

Alors que certaines études tentent d'évaluer la capacité des HBV à réduire la dérive immédiatement derrière ces structures (après le passage du flux à travers la structure),

⁷ Pour plus de détails sur les modèles existants, consulter : Mercer 2009 ; Lazarro et al. 2008 ; Bouvet et al. 2007 ; Tiwary et al. 2005 ; Raupach et al. 2001 ; Ucar et Hall, 2001.

relativement peu d'études ont proposé d'évaluer la réduction totale de la dérive, passant à la fois à travers et au-dessus de la HBV (Mercer, 2009). Il semble donc que l'efficacité des HBV à réduire la dérive sur une plus longue distance, en tenant donc aussi compte du flux passant au-dessus de la haie, soit encore largement méconnue.

La phytotoxicité des espèces végétales implantées dans la HBV peut être un facteur de risque important pour les HBV conçues pour retenir la dérive d'herbicides. Dans une étude réalisée avec quatre espèces d'arbustes souvent retrouvées dans les HBV (Aubépine (*Crataegus monogyna*), Prunelier (*Prunus spinosa*), Frêne commun (*Fraxinus excelsior*) et Sureau noir (*Sambucus nigra*)), Marshall (1989) a observé que l'herbicide clopyralide avait causé la mort du Sureau noir, alors que le mécoprop, le fluroxypyr, le chlorsulfuron, le metsulfuron-méthyle et le glyphosate avaient causé des dommages significatifs à l'ensemble des espèces végétales étudiées.

Malgré ces diverses contraintes, l'efficacité des HBV dans la réduction de la dérive des pesticides semble certaine. Par ailleurs, il semble que l'incorporation des HBV dans une stratégie intégrée pourrait réduire davantage la dérive de pesticides en dehors de la zone traitée : « *Parce qu'il n'existe pas une seule méthode capable d'éliminer complètement la dérive de pesticides, chaque méthode doit être considérée comme complémentaire aux autres. Parmi celles-ci, la HBV est le plus fiable des dispositifs puisqu'il permet la réduction significative de la dérive, même lorsqu'une défaillance survient lors de la pulvérisation.* » (Ucar et Hall 2001, p. 663. Notre traduction). Smigt et al. (selon Ucar et Hall 2001) indiquent que la combinaison de HBV et de buses anti-dérives a permis de réduire à moins de 1 % la dérive à l'extérieur de la zone traitée. L'étude des effets de la combinaison de diverses stratégies de réduction de dérive des pesticides constitue donc un autre champ de recherche à approfondir.

3.2. Les effets des HBV sur la réduction de la migration des pesticides dans l'eau et dans le sol

Comparativement à la réduction de la dérive, le rôle des HBV dans la réduction de la migration des pesticides dans l'eau et dans le sol est moins bien connu. Les HBV sont, par ailleurs, moins souvent identifiées par les auteurs comme mesure potentielle. Ceux-ci identifient généralement les voies enherbées, les zones tampons implantées à la lisière la plus basse du champ et les bandes riveraines comme principales stratégies de réduction de la migration des pesticides dans le sol (Reichenberger et al. 2007)⁸. Cependant, des études plus larges, notamment sur la phytoremédiation des sols, identifient certaines caractéristiques des HBV pouvant contribuer à la réduction de la migration des pesticides dans le sol et dans l'eau.

⁸ Pour plus de détails sur les différentes stratégies de réduction de la migration des pesticides, consulter Reichenberger et al. (2006 et 2007) et FOCUS (2007 et 2007a).

Bien que les techniques de phytoremédiation — l'utilisation de plantes pour la réadaptation de sols contaminés — soient plus largement utilisées pour réduire les taux de métaux lourds dans le sol, ces techniques présentent aussi des avenues intéressantes pour la réduction des concentrations de pesticide dans le sol (Frazar 2000). Karthikeyan et *al.* (2004) ainsi que Rockwood et *al.* (2004) soutiennent que les plantes ont de nombreux effets bénéfiques sur les sols et les sources d'eau contaminés par des pesticides. Certains végétaux peuvent notamment métaboliser directement plusieurs pesticides, stimuler l'activité microbienne dans la rhizosphère, extraire de l'eau contaminée du sol, réduire l'érosion du sol (et des contaminants qu'il contient) et réduire l'infiltration d'eau contaminée dans le sol.

3.2.1. Les divers mécanismes de la phytoremédiation

Les pesticides peuvent entrer dans les plantes par différentes voies : par les racines, les tiges et les feuilles. Une fois dans le végétal, les pesticides peuvent être retenus, transformés ou dégradés. Voici différents mécanismes de phytoremédiation qui contribuent à la transformation ou à la réduction des pesticides dans le sol (Frazar 2000 ; Green et Hoffnage 2004 ; Kuzovkina et Guigley 2004 ; Rockwood et *al.* 2004).

Phytoextraction : Capacité des plantes à absorber et à emmagasiner des concentrations significatives de certains composés dans leurs racines, tiges et feuilles. Ces végétaux sont appelés des « hyperaccumulateurs ».

Phytotransformation : Capacité des plantes à transformer certains contaminants en composés organiques moins toxiques, moins mobiles ou plus stables.

Phytostabilisation : Capacité des plantes à immobiliser certains constituants et à réduire leur mobilité dans le sol. Selon Frazar (2000), toute végétation contribue à la phytostabilisation.

Phytostimulation/ rhizodégradation : Biodégradation de contaminants par les microorganismes de la rhizosphère (zone d'activité microbienne au pourtour des racines).

Les auteurs soulignent l'importante action des microorganismes de la rhizosphère dans la dégradation des pesticides⁹. Les exsudats racinaires, le taux d'humidité, l'oxygène et les nutriments présents dans la rhizosphère favoriseraient l'activité microbienne dans cette zone et donc indirectement, la rhizodégradation (Frazar 2000 ; Green et Hoffnage 2004 ; Karthikeyan et *al.* 2004 ; Rockwood et *al.* 2004). Conséquemment, Karthikeyan et *al.* (2004) suggèrent que la profondeur, la largeur et la densité du système racinaire constituent des indicateurs de la capacité de phytoremédiation d'une plante.

⁹ Voir en annexe A, le sommaire des études réalisées sur l'effet de différentes rhizosphères sur le sol et l'eau contaminés par certains pesticides.

La faculté de dégrader plus ou moins facilement les différents pesticides serait propre à chaque espèce végétale. Karthikeyan et *al.* (2004) rapportent que le degré d'influence de la rhizosphère (spécifique à chaque espèce) sur la dégradation des pesticides du sol est encore peu connu.

3.2.2. Le niveau de tolérance aux herbicides de certaines espèces

La dégradation ou rétention d'herbicides par les plantes s'avère être une tâche particulièrement complexe, étant donné que ces composés ont été conçus pour éliminer les plantes et qu'il existe des risques importants de phytotoxicité (Frazar 2000 ; Green et Hoffnager 2004). Selon Karthikeyan et *al.* (2004), les études réalisées indiquent qu'il existe une différence significative entre le niveau de tolérance aux herbicides des différentes espèces végétales. Conséquemment, le choix des espèces pour la phytoremédiation des sols contenant certains herbicides est de majeure importance (voir le tableau suivant).

D'un autre point de vue, la connaissance du niveau de tolérance des plantes à certains pesticides peut être d'une aide considérable pour identifier les pesticides présents dans une zone contaminée.

Tableau 1 : Niveau de tolérance aux pesticides de différentes espèces d'arbres¹⁰.

Nontarget species	Pesticide	Response	Reason for tolerance/sensitivity	Reference
Juniper (<i>Juniperis communis</i>)	2,4-D, 2,4,5-T	Tolerance	No apparent reason given	Hamner and Tukey (1946)
Elm (<i>Ulmus americana</i>)	2,4-D, 2,4,5-T	Sensitive	Long uninterrupted vessels help transport of agrochemical throughout the tree; no metabolism	Hamner and Tukey (1946)
White ash (<i>Fraxinus americana</i>)	2,4-D, 2,4,5-T	Tolerance	Physical resistance (undefined exclusion)	Pallas (1963)
Red maple (<i>Acer rubrum</i>)	2,4-D, 2,4,5-T	Sensitive	Greater absorption and assimilation via phloem	Pallas (1963)
<i>Xylopia quintasii</i> and <i>Ricinodendron heudeotii</i>	2,4,5-T	Tolerance	Distributed upwards in the transpiration stream	Sundaram (1965)
<i>Piptadeniastrum africanum</i> and <i>Celtis mildbraedii</i>	2,4,5-T	Sensitive	Absorption and retention in phloem	Sundaram (1965)
Red maple (<i>Acer rubrum</i>)	2,4,5-T, amitrole	Sensitive	Greater absorption into living cells and translocation in the symplast	Leonard <i>et al.</i> (1966)
White ash (<i>Fraxinus americana</i>)	2,4,5-T, amitrole	Tolerance	Physical resistance (undefined exclusion)	Leonard <i>et al.</i> (1966)
Bigleaf maple (<i>Acer macrophyllum</i>)	2,4-D, 2,4,5-T	Sensitive	Poor translocation and hence accumulation of agrochemical in living cells	Norris and Freed (1966a, 1966b, 1966c)
Red pine (<i>Pinus resinosa</i>)	Simazine	Sensitive	Greater absorption but no metabolism	Dhillion <i>et al.</i> (1968)
Norway spruce (<i>Picea abies</i>)	Simazine	Tolerance	Active uptake of agrochemical and metabolism	Lund-Hoie (1969)
Willow (<i>Salix sp.</i>)	2,4-D, 2,4,5-T	Tolerance	Metabolism of agrochemical	Field and Peel (1971a, 1971b, 1972)
Black walnut (<i>Juglans nigra</i>)	Simazine	Tolerance	Uptake and metabolism of agrochemical to nontoxic metabolites	Wichman and Bymes (1975)
Yellow poplar (<i>Liriodendron tulipifera</i>)	Simazine	Sensitive	Uptake and metabolism of agrochemical to phytotoxic metabolites	Wichman and Bymes (1975)
Poplar clones	Simazine	Tolerance	Active uptake and metabolism of agrochemical to nontoxic metabolites	Akinyemiju <i>et al.</i> (1983)
Poplar clones	Simazine	Sensitive	Active uptake but no metabolism	Akinyemiju <i>et al.</i> (1983)
Hybrid poplar	Atrazine	Tolerance	Active uptake and metabolism to nontoxic metabolites	Burken and Schnoor (1996, 1997, 1998)
Feltleaf willow (<i>Salix alaxensis</i>)	Aldrin	Tolerance	Uptake and metabolism	Schnabel and White (2001)
Balsam poplar (<i>Populus balsamifera</i>)	Aldrin	Tolerance	Uptake and metabolism	Schnabel and White (2001)
Virginia sweetspire (<i>Itea virginica</i> L.)	Isoxaben	Sensitive	Reduction in photosystem (II) efficiency and CO ₂ assimilation	Baz and Fernandez (2002)
Virginia sweetspire (<i>Itea virginica</i> L.)	Oryzalin	Tolerance	No apparent reason given	Baz and Fernandez (2002)
White willow (<i>Salix alba</i> L.)	Isoxaben	Sensitive	Reduction in photosystem (II) efficiency and CO ₂ assimilation	Baz and Fernandez (2002)
White willow (<i>Salix alba</i> L.)	Oryzalin	Tolerance	No apparent reason given	Baz and Fernandez (2002)
Black pussywillow (<i>S. gracilistyla</i>)	Isoxaben	Sensitive	Reduction in photosystem (II) efficiency and CO ₂ assimilation	Baz and Fernandez (2002)
Black pussywillow (<i>S. gracilistyla</i>)	Oryzalin	Sensitive	Reduction in photosystem (II) efficiency and CO ₂ assimilation	Baz and Fernandez (2002)

Selon : Karthikeyan *et al.* 2004, p. 96.

¹⁰ Pour plus de détails sur le niveau de tolérance aux herbicides d'espèces de plantes aquatiques et de plantes herbacées, voir les annexes B et C.

Les auteurs (Marcacci 2004 ; Karthikeyan et *al.* 2004) identifient plusieurs phénomènes pouvant expliquer la résistance d'une plante à certains herbicides : la capacité métabolique de la plante, la dilution de la matière active de l'herbicide dans la biomasse, la résistance chloroplastique, ou encore une séquestration racinaire empêchant l'herbicide d'atteindre sa cible située dans les feuilles.

Karthikeyan et *al.* (2004) rapportent que le niveau de tolérance des plantes aux différents pesticides est fortement influencé par le mouvement de ces composés dans la plante via le xylème et le phloème. L'action répressive des herbicides dans les arbres est généralement occasionnée par la rétention des substances dans le phloème. La tolérance d'espèces végétales à certains herbicides serait plutôt occasionnée par la translocation des composants via le xylème, selon les processus de transpiration.

Afin d'éliminer les risques de phytotoxicité, l'utilisation de plantes qui survivent à une dose de 10 mg/L de contaminants organiques et à 100 mg/L de composants inorganiques est recommandée dans les systèmes de décontamination à base de plante (Green et Hoffnage 2004).

3.2.3. Le choix des espèces

La sélection des espèces utilisées pour réduire la migration des pesticides dans le sol doit tenir compte de plusieurs paramètres : le niveau de tolérance de l'espèce aux pesticides utilisés (ou présents dans le sol); le taux d'évapotranspiration de l'espèce; l'adaptabilité de l'espèce aux conditions du milieu (type de sol, vents, conditions hydriques du sol, etc.); la durée de la saison de croissance; la profondeur et la largeur du système racinaire; la résistance aux maladies et aux insectes; etc. (Green et Hoffnage 2004; Karthikeyan et *al.* 2004).

Les arbres présentent différents avantages quant à leur utilisation pour réduire la migration des pesticides dans le sol, soit la longue durée de rétention des pesticides et l'importante capacité métabolique (Karthikeyan et *al.* 2004). Globalement, les espèces végétales les plus couramment utilisées pour la phytoremédiation des sols contaminés en pesticides sont : le peuplier; le saule; l'eucalyptus; le ray-grass; la fétuque; la luzerne; la moutarde et certains types de fougères. Les techniques de phytoremédiation ont plus particulièrement été étudiées pour les pesticides suivants : atrazine; simazine; 2,4 D; alachlore; métolachlore; trifluraline; DDT. (Frazar 2000; Green et Hoffnage 2004; Karthikeyan et *al.* 2004).¹¹

¹¹ Pour plus de détails, consultez Green et Hoffnage (2004), qui présentent une compilation de 19 différentes études réalisées sur la phytoremédiation de sols contenant des pesticides.

Selon Frazar (2000), la dégradation d'atrazine, de métolachlore et de trifluraline aurait été observée dans des sols où le kochia (*Kochia sp.*) aurait été planté. Des études supplémentaires soulignent le potentiel de *Kochia sp.* pour l'extraction des pesticides dans les eaux souterraines.

L'utilisation du peuplier (*Populus ssp.*) pour la réduction de la migration des pesticides est rapportée par nombre d'auteurs (Frazar 2000 ; Green et Hoffnage 2004 ; Karthikeyan et al. 2004 ; Marcacci 2004 ; Zalesny et Bauer 2007). Différentes qualités de cette espèce favoriseraient son utilisation en phytoremédiation, notamment sa rapidité de croissance, la profondeur de son système racinaire, son taux d'évapotranspiration extrêmement élevé ainsi que son coût d'implantation et d'entretien relativement faible. Des essais en champ ont démontré la capacité de certains peupliers hybrides à la phytotransformation de l'atrazine et de l'alachlore, de même que leur capacité à réduire plus de 90 % des concentrations de nitrate du sol (Frazar 2000 ; Marcacci 2004).

Kuzovkina et Quigley (2004) ainsi que Zalesny et Bauer (2007) soulignent les capacités de phytoremédiation (phytoextraction, phytodégradation, rhizofiltration et rhizostimulation, phytostabilisation) et les fonctions mécaniques du saule (*Salix ssp.*) lui permettant la réhabilitation environnementale de zones dégradées. Les auteurs estiment que le saule comporte de multiples avantages : important taux de croissance; capacité à capter les nutriments du sol (accru par son association avec des mycorhizes); facilité de propagation et d'implantation; importante activité microbienne dans la rhizosphère; habilité à accumuler divers contaminants du sol et faible coût d'implantation. Le saule présenterait, selon Kuzovkina et Quigley (2004), plus d'avantages que le peuplier quant à la réhabilitation d'un milieu contaminé. Le saule serait notamment plus efficace dans le contrôle de l'érosion en raison de son système racinaire fin et particulièrement ramifié. Nous émettons cependant quelques questionnements quant aux effets pervers de cet important système racinaire qui, dans les limites des zones cultivées, peut entrer en compétition avec la production agricole et nuire au passage de la machinerie de travail du sol.

Karthikeyan et al. (2004) rapportent que, lors d'un essai, 70 % de l'écoulement de surface du 2,4 D a été retenu par une bande de 25 m d'herbes graminées. Par ailleurs, 86 % à 90 % de la concentration en trifluraline pourrait être retenue par une zone tampon herbacée. Quant à elle, l'atrazine aurait un effet prononcé sur les plantes C3 et un effet limité sur les plantes C4 (Karthikeyan et al. 2004). Aussi, il est rapporté que les graminées favorisent la réduction de la concentration de métolachlore et d'atrazine dans le sol et donc, qu'elles pourraient avantageusement être incorporées à des zones tampons en pourtour du champ afin de dégrader ces pesticides. Ces constats laissent penser que l'utilisation mixte d'arbres et de plantes herbacées dans les HBV pourrait démontrer un potentiel supérieur de réduction de la migration des pesticides dans le sol comparativement à l'utilisation seule de l'une ou de l'autre de ces catégories de végétaux.

Finalement, Rockwood et al. (2004) et Zalesny et Bauer (2007) soulignent l'importance de choisir des espèces adaptées au milieu à restaurer. Dans cette même lignée, Green et Hoffnage

(2004) suggèrent l'utilisation d'espèces indigènes plutôt que des hybrides ou des espèces introduites, parce qu'elles sont généralement mieux adaptées aux conditions locales. Ces espèces demandent donc généralement moins d'entretien.

3.2.4. Le design des HBV

Afin de maximiser la rétention ou la dégradation des pesticides, les auteurs suggèrent la plantation d'arbres comportant d'importants systèmes racinaires, plantés sur trois rangées, perpendiculairement au courant d'eau souterraine (Karthikeyan et al. 2004; Green et Hoffnagel 2004). En fonction des conditions climatiques et du développement des plants, les arbres, avec leur large canopée et leur taux élevé d'évapotranspiration, deviendront rapidement des « pompes biologiques » (Karthikeyan et al. 2004).

Rockwood et al. (2004) rappellent que les espèces d'arbres plantées dans les HBV, ont généralement un taux de croissance élevé et pourraient rapidement entrer en compétition (horizontale et verticale) avec les cultures agricoles. Aussi, il s'avère nécessaire que ces aspects soient considérés lors du design et que l'entretien de la HBV soit soigneusement et régulièrement réalisé.

Bien entendu, lors du design des HBV, il importe de considérer les paramètres de plantation de chacune des espèces choisies, notamment la distance de plantation entre les spécimens.

3.2.5. Les limites de l'utilisation des HBV pour la réduction de la migration des pesticides

Il semble que la phytoremédiation et l'utilisation de HBV en pourtour des champs agricoles répondent partiellement au problème de la migration des pesticides dans le sol et dans l'eau. Green et Hoffnagel (2004) rapportent que l'efficacité des plantes à remédier les sols contaminés par les pesticides est souvent limitée par la profondeur et la ramification de leur système racinaire. Frazar (2000) souligne que les plantes ne peuvent généralement décontaminer que le premier mètre d'un sol contaminé en raison de la profondeur partielle de leur système racinaire et qu'elles ne peuvent remédier les eaux souterraines que jusqu'à trois mètres de profondeur.

La saisonnalité de la phytoremédiation (du moins, dans les régions tempérées), la longue durée du processus de décontamination des sols par la phytoremédiation et le faible niveau de connaissance de la réduction des contaminants du sol par les plantes, sont un ensemble de contraintes liées la phytoremédiation du sol.

Par ailleurs, il importe de considérer qu'à l'issue du processus de phytoremédiation les pesticides peuvent être emmagasinés dans les plantes, qui parfois les accumulent et les immobilisent (bioaccumulation), notamment lors du processus de lignification (Karthikeyan et al. 2004 ; Green et Hoffnage 2004). Ces plantes doivent donc être traitées avec soin. Par ailleurs, la sélection d'espèces végétales qui n'accumulent que de faibles concentrations de contaminants devrait être privilégiée. Rockwood et al. (2004) rapportent ainsi l'intérêt supplémentaire de l'utilisation de l'eucalyptus, du peuplier et du saule, qui semble-t-il, n'accumulent pas les contaminants dans leurs tissus.

Malgré ces contraintes et les connaissances limitées sur le sujet, il semble que l'utilisation de HBV présente un certain potentiel pour la réduction de la migration des pesticides dans le sol et dans l'eau. Il s'agit d'un moyen efficace lorsque la HBV est bien conçue : « *Les problèmes de contamination du sol et de l'eau par les pesticides peuvent être résolus **partiellement** en utilisant des bandes filtrantes et des zones tampons enherbées. Ce genre de technologie est efficace et rentable. Il met à profit les capacités physiques et métaboliques des plantes à réduire le ruissellement de pesticides ainsi qu'à accumuler et transformer les contaminants* » (Karthikeyan et al 2004, p.92. Notre traduction). Selon Frazar (2000), la phytoremédiation permet une réduction de plus de 80 % des quantités de pesticides présents dans le sol et son coût se situe entre 60 \$ et 100 \$ par acre (ou 148 \$ à 247 \$ par hectare)¹².

Conclusion et recommandations

Cette revue de littérature visait principalement à identifier les avantages des HBV, à dresser un état de connaissance des effets des HBV sur la réduction des pesticides dans l'environnement, et à identifier les principaux mécanismes des HBV permettant cette rétention. Les différents articles scientifiques consultés confirment l'hypothèse de départ : les HBV posséderaient un potentiel considérable pour réduire le déplacement de pesticide à l'extérieur des champs traités. Globalement, les auteurs reconnaissent davantage le rôle des HBV dans la réduction de la dérive que dans la réduction de la migration des pesticides dans le sol et dans l'eau et par le fait même, ils s'y sont davantage intéressés.

Considérant le nombre encore limité d'études réalisées sur le thème, la diversité des méthodologies utilisées et les multiples facteurs d'influence, il demeure difficile de généraliser des conclusions à partir des différents résultats rapportés par les auteurs. Aussi, cela limite l'évaluation de l'efficacité des HBV par rapport à la problématique ciblée. En outre, nous soulignons l'importance de la spécificité du contexte dans lequel chaque étude a été réalisée.

¹² Notez que dans leur compilation d'études de cas, Green et Hoffnage (2004) rapportent des coûts associés aux différents projets nettement plus élevés.

Néanmoins, certains constats ont pu être soulevés et se révèlent d'une importance majeure pour la poursuite des réflexions sur le thème. Ces constats ont notamment permis de noter que les espèces végétales permettant la rétention de pesticides dans l'air et celles permettant la rétention des pesticides dans le sol et dans l'eau sont différentes. Aussi serait-il intéressant d'évaluer l'efficacité d'une HBV mixte regroupant différentes espèces végétales, dont des conifères, des arbres à feuilles caduques et des plantes herbacées, afin de compter sur une HBV permettant de capter un maximum de pesticides se déplaçant dans l'air, dans le sol et dans l'eau, vers l'extérieur de la zone traitée.

Il apparaît primordial d'évaluer, au cas par cas, la nature du problème à régler et l'objectif poursuivi par l'implantation d'une HBV. Conséquemment, le choix des espèces à planter et l'aménagement de la HBV devront être faits en considérant une multitude de facteurs établis en fonction des besoins du producteur : « *Pour qu'une HBV fonctionne efficacement, elle doit être aménagée en considérant les besoins du propriétaire. La capacité d'une HBV à répondre à un besoin spécifique est déterminée par sa structure* » (Brandle et al. 2004, p.65. Notre traduction). Par ailleurs, en fonction de la hiérarchisation des besoins spécifiques identifiés, le recours à certaines espèces jugées particulièrement efficaces sur un aspect précis peut avoir des effets indésirables à l'égard d'une autre contrainte existante. Il est donc fondamental d'établir la liste des besoins et leur importance relative avant de se tourner vers l'examen des espèces végétales disponibles dans le milieu environnemental considéré et le design approprié. Il pourrait par ailleurs s'avérer utile de déterminer le profil d'application de pesticides dans un champ et d'identifier les principaux pesticides utilisés, leur formulation, les moments d'application, etc. pour la conception d'une HBV établie dans le but de favoriser la rétention des pesticides.

Finalement, il importe de souligner que la HBV demeure une méthode complémentaire de réduction des pertes de pesticides. La HBV ne peut aucunement remplacer certaines mesures plus conventionnelles de réduction des pertes de pesticides dans l'environnement (type des buses et de pulvérisateur utilisés, conditions météorologiques lors de l'application, pulvérisation de la dose recommandée, etc.) : « *Les barrières végétales ne doivent pas être considérées comme des méthodes de remplacement des bonnes pratiques de pulvérisation, bien qu'elles offrent une protection significative dans le cas d'une application inappropriée* » (Ucar et Hall, 2001, p. 672. Notre traduction).

Les HBV, combinées à d'autres mesures, présentent un réel potentiel pour la problématique étudiée, en permettant une meilleure rétention des pesticides et en diminuant les risques de pertes de pesticides dans l'environnement. Cependant, encore trop peu d'études ont été réalisées sur les stratégies intégrées de réduction de la dérive et de la migration des pesticides alors qu'elles auraient avantage à être davantage approfondies : « *Alors qu'il existe suffisamment de connaissances générales pour permettre d'estimer l'efficacité des mesures de réduction de la dérive lorsqu'utilisées seules, très peu d'information sur l'efficacité des mesures combinées sont disponibles* » (Reichenberger et al. 2001, p.1. Notre traduction).

Enfin, la présente revue de littérature démontre le potentiel des HBV pour le secteur agricole en vue de limiter ses impacts sur l'environnement. Il semble donc prioritaire de poursuivre les études sur plusieurs aspects tels que : l'efficacité de la HBV à réduire la dérive de pesticides sur une plus longue distance; le design et la composition idéale des HBV pour limiter à la fois la dérive et la migration des pesticides; l'évaluation des risques de phytotoxicité des plantes composant la HBV; etc. Parallèlement, il s'avérerait important d'évaluer en champ l'efficacité des HBV à réduire les pertes de pesticides dans l'environnement pour les conditions spécifiques du Québec, où encore aucune recherche appliquée n'a été réalisée.

Globalement, dans le secteur maraîcher québécois, les HBV sont encore relativement peu utilisées. Par contre, depuis quelques années, l'on remarque un certain retour de cette pratique, surtout dans les terres noires où les HBV sont principalement implantées afin de limiter l'érosion des fines particules de ce type de sol. Les possibilités d'adaptation de HBV déjà implantées au pourtour des terres maraîchères devraient être évaluées. Ainsi, en effectuant de légers changements au niveau de l'aménagement et/ou des espèces présentes, les producteurs pourraient compter sur une HBV multifonctionnelle (réduction de l'érosion, de la dérive, de la migration des pesticides, etc.) pour un moindre coût d'implantation.

Les HBV, comme nous l'avons souligné, peuvent engendrer certains effets pervers qui peuvent limiter l'adoption de cette pratique agroenvironnementale par les producteurs. Pour outrepasser cette contrainte majeure, certaines recherches auraient avantage à se réaliser en concertation avec les producteurs pour mieux considérer leurs préoccupations. Enfin, il importe de souligner que l'appui financier offert par le programme Prime-vert présenté par le MAPAQ constitue un incitatif majeur à l'implantation de HBV par les producteurs québécois et nous encourageons le maintien de cette mesure.

Annexes

Annexe A : Effets de différentes rhizosphères sur le sol et l'eau contaminés par certains pesticides.

Pesticide	Environment	Summary	Reference
Atrazine	Poplar rhizosphere	About 15% of ring label ¹⁴ C was released as CO ₂	Nair <i>et al.</i> (1993)
2,4-D	Grass rhizosphere	50% increase in mineralization compared to dicots	Shann and Boyle (1994)
2,4,5-T	Grass rhizosphere	Doubled mineralization compared to dicots	Shann and Boyle (1994)
Atrazine	Kochia rhizosphere	Greater degradation compared to nonrhizosphere soils	Perkovich <i>et al.</i> (1995)
Atrazine, metolachlor, and trifluralin	Kochia rhizosphere	Increased mineralization compared to nonrhizosphere soils	Anderson <i>et al.</i> (1994)
Atrazine and metolachlor	14 Rhizosphere soils	All 14 rhizosphere soils had positive effects; greatest mineralization was found in musk thistle (<i>Carduus nutans</i>) and catnip (<i>Nepeta cataria</i>) rhizosphere soils	Anderson and Coats (1995)
Parathion and diazinon	Grass rhizosphere	Increased degradation in rhizosphere soils	Hsu and Bartha (1979)
Propanil	Rice rhizosphere	Rapid dissipation in rhizosphere soil	Hoagland <i>et al.</i> (1994)

Selon : Karthikeyan *et al.* 2004, p. 93

Annexe B : Niveau de tolérance aux pesticides de différentes espèces végétales aquatiques.

Nontarget species	Pesticide	Response	Reason for tolerance/sensitivity	Reference
Canna, Pickerel weed, Iris	Oryzalin	Tolerant	No apparent reason given	Fernandez <i>et al.</i> (1999)
Parrot feather (<i>Myriophyllum aquaticum</i>), Duck weed (<i>Spirodela oligorrhiza</i>), and Elodea (<i>Elodea canadensis</i>)	Organo-phosphate pesticides	Tolerant	Uptake and enzymatic transformation	Gao <i>et al.</i> (2000a)
Parrot feather, Duck weed, and Elodea	DDT	Tolerant	Uptake and enzymatic metabolism	Gao <i>et al.</i> (2000b)
Sweet flag (<i>Acorus gramineus</i>) and Pickerel weed (<i>Pontederia cordata</i>)	Simazine	Tolerant	Uptake in the transpiration stream	Wilson <i>et al.</i> (2000)
Parrot feather and Elodea	Halogenated pesticides	Tolerant	Uptake and metabolism by several enzymes	Nzungung and Jeffers (2001)
Parrot feather and Canna*	Simazine	Tolerant	Uptake and conjugation to glutathione using glutathione-S-transferases	Knuteson <i>et al.</i> (2002)

*Plants were older than two weeks.

Selon : Karthikeyan *et al.* 2004, p. 97

Annexe C : Niveau de tolérance aux pesticides de différentes espèces herbacées.

Nontarget species	Pesticide	Response	Reason for tolerance/sensitivity	Reference
Oats (<i>Avena sativa</i>)	DDT and HCH	Tolerant	Accumulation and bound residue formation	Fuhremann and Lichtenstein (1978)
Soybeans (<i>Glycine max</i>)	Heptachlor	Tolerant	Accumulation and transformation	Nash <i>et al.</i> (1970)
Cotton (<i>Gossypium hirsutum</i>)	Heptachlor	Sensitive	High accumulation to toxic levels due to high fatty acid content	Nash <i>et al.</i> (1970)
Barley (<i>Hordeum vulgare</i>)	DDT	Tolerant	Accumulation	Mitra and Raghu (1989)
Peanut (<i>Arachis hypogaea</i>)	DDT	Sensitive	Lipids of plant cell solubilize and disperse agrochemical in the cytoplasm that in turn affects normal metabolism	Mitra and Raghu (1989)
Tobacco (<i>Nicotiana tabacum</i>)	DDT	Sensitive	High accumulation to toxic levels due to high fatty acid content	Rosa and Cheng (1973)
Maize (<i>Zea mays</i>)	DDT, HCH	Sensitive	No translocation in the shoots	Verma and Pillai (1991)
Dryland rice (<i>Oryza sativa</i>)	DDT, HCH	Sensitive	No translocation in the shoots	Verma and Pillai (1991)
Canola (<i>Brassica napus</i>)	Atrazine	Tolerant	Metabolism and formation of bound residues	Dupont and Khan (1993)
Cowpea (<i>Vigna sp.</i>)	DDT	Tolerant	Uptake and accumulation	Kiflom <i>et al.</i> (1999)
Carrot (<i>Daucus carota</i>), beets (<i>Beta vulgaris</i>), and potatoes (<i>Solanum tuberosum</i>)	Chlordane	Tolerant	Translocation via transpiration stream and bioaccumulation in root tissues	Mattina <i>et al.</i> (2000)
Spinach (<i>Spinacea oleracea</i>), lettuce (<i>Lactuca sativa</i>) and dandelion (<i>Taraxacum sp.</i>)	Chlordane	Tolerant	Translocation via transpiration stream and bioaccumulation in aerial tissues	Mattina <i>et al.</i> (2000)
Zucchini (<i>Cucurbita sp.</i>)	Chlordane	Tolerant	Translocation via transpiration stream and efficient bioaccumulation in edible fruit tissues	Mattina <i>et al.</i> (2000)
Ryegrass (<i>Lolium perenne</i>) and alfalfa (<i>Medicago sativa</i>)	<i>p, p'</i> -DDE	Tolerant	Rhizosphere degradation	White (2000)

Selon : Karthikeyan *et al.* 2004, p. 97.

Bibliographie

Andreu, M., G., Tamang, B., Friedman, M.H., Rockwood, D., 2009. The Benefits of Windbreaks for Florida growers. FOR192. University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences, Gainesville.

Aude, E., Tybirk, K., Bruus Pederson, M., 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99, 135-147.

Bouvet, T., Loubet, B., Wilson, J., D., Tuzet, A., 2007. Filtering of windborne particles by a natural windbreak. *Boundary-Layer Meteorology* 123, 481-509.

Bouvet, T., Wilson, J., D., Tuzet, A., 2006. Observations and Modeling of Heavy Particle Deposition in a Windbreak Flow. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 45, 1332-1349.

Brandle, J.R., Hodges, L., Zhou, X.H., 2004. Windbreaks in North American agricultural systems. *Agroforestry Systems* 61, 65-78.

Brown, R.B., Carter, M.H., Stephenson, G.R., 2004. Buffer zone and windbreak effects on spray drift deposition in a simulated wetland. *Pest Management Science* 60, 1085-1090.

Cleugh, H.A., 1998. Effects of windbreaks on airflow, microclimates and crop yields. *Agroforestry Systems* 41, 55-84.

Commission européenne, 2006. State-of-the-art review on mitigation strategies and their effectiveness. *Functionnal Tools for Pesticide Risks Assessment and Management*. Footprint.

Cutter, B.E., Rahmadi, A.I., Kurtz, W.B., Hodge, S., 1999. State policies for agroforestry in the United States. *Agroforestry Systems* 46, 217-227.

Davis, B.N.K., Brown, M.J., Frost, A.J., Yates, T.J., Plant, R.A., 1994. The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxicology and environmental safety* 27, 281-293.

De Schamphelleire, M., Nuyttens, D., Dekeyser, D., Verboven, P., Spanoghe, P., Cornelis, W., Gabriels, D., Steurbaut, W., 2009. Deposition of spray drift behind border structures. *Crop Protection* 28, 1061-1075.

FOCUS, 2007. *Landscape And Mitigation Factors In Aquatic Risk Assessment*. Volume 1. Extended Summary and Recommendations. Report of the FOCUS Working Group on

Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment, EC Document Reference SANCO/10422/2005 v2.0. 169 pp.

FOCUS, 2007a. Landscape And Mitigation Factors In Aquatic Risk Assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews. Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment, EC Document Reference SANCO/10422/2005 v2.0. 436 pp.

Frazar, C., 2000. The Bioremediation and Phytoremediation of Pesticide-contaminated Sites. US Environmental Protection Agency, Washington.

Gil, Y., Sinfort, C., 2007. Emission of pesticides to the air during sprayer application: A bibliographic review. *Atmospheric Environment* 41.

Green, C., Hoffnagel, A., 2004. Phytoremediation field studies database for chlorinated solvents, pesticides, explosives and metals. US Environmental Protection Agency, Washington.

Griffith, C., 2001. Improvements of Air and Water Quality Around Livestock Confinement Areas Through the Use of Shelterbelts. South Dakota Association of Conservation Districts (SDACD), Presho.

Hewitt, A.J., 2001. Drift Filtration By Natural and Artificial Collectors: A Literature Review. Stewart Agricultural Research Services, Macon.

Johnson, R.J., Beck, M.M., Brandle, J.R., 1991. Windbreaks and Wildlife. *Papers in Natural Resources*. School of Natural Resources, University of Nebraska, Lincoln.

Karthikeyan, R., Davis, L. C., Erickson, L.E., Al-Khatib, K., Kulakow, P.A., Barnes, P.L., Hutchinson, S.L., Nurzhanova, A.A., 2004. Potential for Plant-Based Remediation of Pesticide-Contaminated Soil and Water Using Nontarget Plants such as Trees, Shrubs, and Grasses. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23 (1), 91-101.

Kittas, C., 1992. Influence d'un brise-vent sur les pertes convectives et radiatives d'une serre. *Boundary-Layer Meteorology* 61, 99-111.

Kjaer, J., 2003. The Danish pesticide leaching assessment programme. Monitoring results May 1999-June 2002. Geological Survey of Denmark and Greenland, Copenhagen.

Kleijn, D., Snoeiijing, G.I.J., 1997. Field Boundary Vegetation and the Effects of Agrochemical Drift: Botanical Change Caused by Low Levels of Herbicide and Fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34, 1413-1425.

Kuzovkina, Y.A., Quigley, M.F., 2005. Willows beyond wetlands: uses of *Salix L.* species for environmental projects. *Water, Air and Soil Pollution* 162, 183-204.

Lazzaro, L., Otto, S., Zanin, G., 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123, 317-327.

Lin, X.-J., Barrington, S., Nicell, J., Choinière, D., Vézina, A., 2006. Influence of windbreaks on livestock odour dispersion plume in the field. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116, 263-272.

Longley, M., Sotherton, N.W., 1997. Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows: 2. Autumn applications. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 173-178.

Marcacci, S., 2004. A phytoremediation approach to remove pesticides (atrazine and lindane) from contaminated environment. Institut des sciences et technologies de l'environnement, École polytechnique fédérale de Lausanne, Lausanne.

Marshall, E.J.P., 1989. Susceptibility of four hedgerow shrubs to a range of herbicides and plant growth regulators. *Annals of applied biology* 115, 469-479.

Mercer, G.N., 2009. Modelling to determine the optimal porosity of shelterbelts for the capture of agricultural spray drift. *Environmental Modelling & Software* 24, 1349-1352.

Mize, C.W., Brandle, J.R., Schoeneberger, M.M., Bentrup, G., 2008. Ecological Development and Function of Shelterbelts in Temperate North America. In: Jose, S., Gordon, A.M. (Eds.), *Towards Agroforestry Design: An Ecological Approach*. Springer Netherlands, Dordrecht.

Raupach, M.R., Woods, N., Dorr, G., Leys, J.F., Cleugh, H.A., 2001. The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment* 35, 3373-3383.

Reichenberger S., Bach M., Skitschak A., Frede, H.-G., 2006. State-of-the-art review on mitigation strategies and their effectiveness. Report DL#7 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-footprint.org], 76p.

Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.-G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment*, 1-35.

Rockwood, D.L., Naidu, C.V., Carter, D.R., Rahmani, M., Spriggs, T.A., Lin, C., Alker, G.R., Isebrands, J.G., Segrest, S.A., 2004. Short-rotation woody crops and phytoremediation: Opportunities for agroforestry? *Agroforestry Systems* 61, 51-63.

Scholtz, M.T., Voldner, E., van Heyst, B.J., McMillan, A.C., Pattey, E., 2002. A pesticide emission model (PEM) Part I : model development. *Atmospheric Environment* 36, 5005-5013.

Tiwary, A., Morvan, H.P., Colls, J.J., 2005. Modelling the size-dependent collection efficiency of hedgerows for ambient aerosols. *Aerosol Science* 37, 990-1015.

Ucar, T., Hall, F.R., 2001. Windbreaks as pesticide drift mitigation strategy: a review. *Pest Management Science* 57, 663-675.

Ucar, T., Hall, F.R., Tew, J.E., Hacker, J.K., 2003. Wind tunnel studies on spray deposition on leaves of tree species used for windbreaks and exposure of honey bees. *Pest Management Science* 59, 358-364.

Utermann, J., Kladviko, E.J., Jury, W.A., 1990. Evaluating Pesticide Migration in Tile-Drained Soils with a Transfer Function Model. *Journal of Environmental Quality* 19, 707-714.

van de Zande, J.C., Michielsen, J.M.G.P., Stallinga, H., Wenneker, M., Heijne, B., 2004. Hedgerow Filtration and Barrier Vegetation. *International Conference on Pesticide Application for Drift Management*, Waikoloa, Hawaii.

van den Berg, F., Kubiak, R., Benjey, W.G., Majewski, M.S., Yates, S.R., Reeves, G.L., Smelt, J.H., van der Linden, A.M.A., 1999. Emission of pesticides into the air. *Water, Air and Soil Pollution* 115, 195-218.

Vézina, A., Desbiens, P., Nadeau, N., 2007. Choix et arrangement des végétaux en haies brise-vent et en bandes riveraines. *ITA Campus de la Pocatière*.

Vézina, A., 2001. Les haies brise-vent. Formation continue. *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec*, La Pocatière.

Vézina, A., Roy, O., De Roy, L.M., S.D. Perspectives d'utilisation des PFNL dans les haies brise-vent et les bandes riveraines. *ITA Campus de la Pocatière, Fédération de l'UPA Côte-du-Sud*.

Vischetti, C., Cardinali, A., Monaci, E., Nicelli, M., Ferrari, F., Trevisan, M., Capri, E., 2008. Measures to reduce pesticide spray drift in a small aquatic ecosystem in vineyard estate. *Science of the Total Environment*, 497-502.

Wehtje, G., Wlaker, R.H., Shaw, J., N., 2000. Pesticide Retention by Inorganic Soil Amendments. *Weed Science* 48, 248-254.

Weiguang, G., Guoshen, Z., Kaifu, X., Yusen, Z., 1997. Evaluation on Regional Ecological Benefits of Windbreaks Systems. *Journal of Forestry Research* 8, 148-151.

Wilkinson, K.M., Elevitch, C.R., 2000. Multipurpose Windbreaks: Design and Species for Pacific Islands. In: Wilkinson, K.M., Elevitch, C.R. (Eds.), *Agroforestry Guides for Pacific Islands*. Permanent Agriculture Resources.

Zalesny, J., Ronald, S., Bauer, E. O., 2007. Selecting and Utilizing Populus and Salix for Landfill Covers: Implications for Leachate Irrigation. *International Journal of Phytoremediation*, 9:6, 497 – 511.